

**Translokation russischer Auerhühner *Tetrao urogallus*
nach Thüringen: Raum- und Habitatnutzung,
Populationsbiologie**

Dissertation

zur

Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

an der Biologisch-Pharmazeutischen Fakultät

der Friedrich-Schiller-Universität Jena

vorgelegt von

Christoph Unger

geboren am 14.07.1970

in Karl-Marx-Stadt

Jena, 6. Juli 2009

*Für meinen Vater, der
meine Begeisterung für
die Ornithologie weckte*



Tag der Verteidigung: 09.12.2009

1. Gutachter: Prof. Dr. Stefan Halle, Inst. für Ökologie, Universität Jena
2. Gutachter: Prof. Dr. Hans-Heiner Bergmann, Bad Arolsen
3. Gutachter: Prof. Dr. Ilse Storch, Inst. für Wildtierökologie, Universität Freiburg

1. Zusammenfassung	1
2. Einleitung	6
3. Aufgabenstellung und Ziele der Arbeit	7
4. Untersuchungsgebiete	8
4.1. Das Herkunftsgebiet in Russland	8
4.1.1. Klimatische Verhältnisse	9
4.1.2. Topografie, Geologie, Vegetation	9
4.2. Das Auswilderungsgebiet im Thüringer Schiefergebirge	10
4.2.1. Klimatische Verhältnisse	11
4.2.2. Topografie, Geologie, Vegetation	11
5. Methoden	12
5.1. Fang der Auerhühner in Russland und Transport	12
5.2. Vermessung, Beringung, Besenderung	13
5.3. Parasitenbefall, Quarantäne	13
5.4. Grundlagen der Telemetrie	14
5.4.1. Ermittlung von Aktionsraumgrößen	15
5.5. Lebensdauer und Mortalitätsursachen	16
5.6. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen, Verhaltensbeobachtungen	16
5.7. Auswertungen mittels Geografischen Informationssystems (GIS)	17
5.8. Habitatanalyse	17
5.9. Statistische Auswertung	18
6. Historischer Abriss der Bestandsentwicklung in Thüringen	19
6.1. Das Translokationsprojekt mit russischen Auerhühnern und die Unterartenproblematik	20
7. Ergebnisse	22
7.1. Morphologie der Wildfänge	22
7.1.1. Altersermittlung der Männchen mit morphologischen Merkmalen	22
7.1.2. Körpermasse bei der Ankunft in Thüringen	24
7.1.3. Geschlechterverhältnis der Gründerpopulation	26
7.2. Parasitenbefall der Vögel bei der Ankunft in Thüringen	27
7.3. Raum – und Habitatnutzung	29
7.3.1. Dismigration im Auswilderungsgebiet	29
7.3.2. Aktionsraumgrößen von Männchen und Weibchen	32

7.3.3. Mortalitätsursachen und Überlebensdauer	36
7.3.3.1. Mortalitätsursachen	36
7.3.3.2. Überlebensdauer	37
7.3.4. Zusammenhang von Gewicht mit Überlebensdauer, maximaler Entfernung vom Freilassungsort, mittlerer Entfernung zwischen den Ortungen und der Aktionsraumgröße	40
7.3.5. Zusammenhang des Alters der Männchen mit der Überlebensdauer	41
7.4. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen	41
7.4.1. Nachweise und Bestandsentwicklung zwischen 1999 und 2007	41
7.4.2. Reproduktion in Thüringen	43
7.4.3. Territoriale Aktivität der Männchen im Frühjahr in Thüringen und Russland	44
7.4.3.1. Thüringen	44
7.4.3.2. Russland	44
7.4.4. Charakterisierung der Balzplätze	45
7.4.4.1. Thüringen	45
7.4.4.2. Russland	46
7.4.5. Balzverlauf	46
7.4.5.1. Thüringen	46
7.4.5.2. Russland	47
7.4.6. Reviergesang	47
7.4.7. Vergleich der Strukturmerkmale der Balzplätze von umgesiedelten russischen Auerhühnern mit denen der autochthonen Population	48
7.4.8. Bildung von festen Winternutzungszentren in Thüringen	49
7.5. Einfluss topografischer Faktoren auf die Habitatwahl in Thüringen	50
7.5.1. Höhenlage, Hangneigung und Exposition	50
7.5.1.1. Höhenlage	50
7.5.1.2. Hangneigung	51
7.5.1.3. Exposition	51
7.6. Vergleichende Analyse der Baumschicht in Auerhuhnhabitaten in Thüringen und Russland	54
7.6.1. Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Habitatwahl	54
7.6.1.1. Thüringen	54

7.6.1.2. Russland.....	54
7.6.2. Vergleich der Geschlechter bezüglich der Nutzung der Baumschicht.....	55
7.6.2.1. Thüringen.....	56
7.6.2.2. Russland.....	56
7.6.3. Vergleich der Sommer- und Winterhabitate bezüglich der Nutzung der Baumschicht.....	56
7.6.3.1. Thüringen.....	56
7.6.3.2. Russland.....	56
7.6.4. Vergleich der Baumschicht in angebotenen und genutzten Habitaten.....	56
7.6.4.1. Thüringen.....	56
7.6.4.2. Russland.....	57
7.6.5. Vergleich der Zusammensetzung der Baumschicht in Thüringen und Russland.....	57
7.6.6. Verteilung der Auerhuhnnachweise auf die Altersklassen der Wälder.....	58
7.6.6.1. Thüringen.....	58
7.6.6.2. Russland.....	58
7.7. Einfluss der Krautschicht auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland.....	59
7.7.1. Geschlechtervergleich der verschiedenen Parameter der Bodenvegetation an Sommer- und Winternachweispunkten.....	60
7.7.1.1. Thüringen.....	60
7.7.1.2. Russland.....	60
7.7.2. Vergleich der Bodenvegetation in Winter- und Sommerhabitaten.....	61
7.7.2.1. Thüringen.....	61
7.7.2.2. Russland.....	61
7.7.3. Vergleich der Bodenvegetation in angebotenen und genutzten Habitaten.....	61
7.7.3.1. Thüringen.....	61
7.7.3.2. Russland.....	62
7.7.4. Vergleich der Bodenvegetation in Thüringen und Russland.....	62

7.7.5. Ergebnisse der logistischen Regressionsanalysen für Auerhuhnhabitate	62
7.7.5.1. Thüringen	62
7.7.5.2. Russland	63
7.7.6. Bedeutung der Ericaceen und deren Vitalität	66
7.7.6.1. Thüringen	66
7.7.6.2. Russland	67
8. Diskussion	69
8.1. Parasitenbefall der Vögel	69
8.2. Telemetrieergebnisse	70
8.2.1. Raum- und Habitatnutzung	70
8.2.2. Überlebensdauer und Mortalitätsursachen	76
8.2.2.1. Überlebensdauer	76
8.2.2.2. Mortalitätsursachen	79
8.3. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen, Reproduktion	82
8.3.1. Bestandsentwicklung und Reproduktion	82
8.3.2. Territoriale Aktivität der Männchen im Frühjahr	84
8.3.2.1. Allgemeines	84
8.3.2.2. Lage der Balzplätze	85
8.3.2.3. Verlauf der territorialen Aktivität im Frühjahr	86
8.3.2.4. Einfluss des Wetters auf das Territorialverhalten der Männchen	87
8.3.3. Bildung von festen Winternutzungszentren in Thüringen	87
8.4. Einfluss topografischer Faktoren auf die Habitatwahl in Thüringen	88
8.5. Die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland	90
8.5.1. Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland	90
8.5.2. Einfluss des Bestandesalters der Wälder auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland	93
8.5.3. Einfluss der Zusammensetzung der Bodenvegetation auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland	95

9. Schutzmassnahmen und Ausblick	99
9.1. Forstliche Maßnahmen für die Verbesserung von Auerhuhnlebensräumen in Thüringen	101
9.2. Ausblick	102
10. Literatur	103
11. Anhang	124
12. Danksagung	159

1. Zusammenfassung

Von 1999 bis 2003 wurden im Thüringer Schiefergebirge im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für den Bau des Pumpspeicherwerkes Goldisthal und der Talsperre Leibis 145 russische Wildfang-Auerhühner umgesiedelt. Die Vögel kamen aus den Gebieten Jaroslavl und Kostroma, ca. 400 und 800 km NE von Moskau gelegen.

Die Erfolgskontrolle des Umsiedlungsprojektes wurde sowohl mit Hilfe der Telemetrie im Rahmen einer Diplomarbeit (1999/2000) und dieser Arbeit von 2001 - 2003, als auch durch Monitoring realisiert. Zwischen 1999 und 2002 wurden insgesamt 30 Auerhühner besendert.

Die Ermittlung von Aktionsraumgrößen erfolgte mit der Minimum-Convex-Polygon-Methode (MCP) und der Kernel-Methode. In die Auswertung der Telemetriedaten gingen 16 Vögel ein (7 Männchen und 9 Weibchen), die pro Individuum mindestens 30-mal unabhängig lokalisiert wurden und mindestens zwei Monate überlebten. Die Männchen hatten mit einem Median der Aktionsraumgröße (MCP) von 436 ha (Mittelwert: 844 ha) signifikant kleinere Aktionsräume als die Weibchen mit einem Median von 857 ha (Mittelwert: 1008 ha).

Der Median der maximalen Entfernung zum Freilassungsort betrug für alle Vögel 3157 m (Mittelwert: 4407 m). Einen signifikanten Unterschied zwischen den Geschlechtern gab es nicht.

Von 19 Männchen und 14 Weibchen wurde die Überlebensdauer ermittelt. Der Median der Überlebensdauer aller auswertbaren besenderten Wildfang-Auerhühner ($n = 25$) und von zusätzlichen Ringfunden ($n = 8$) betrug 100 Tage (Mittel: 286 Tage). Ein Vergleich der Überlebensdauer von Wildfang- Auerhühnern ($n = 33$) mit in Thüringen ausgewilderten Auerhühnern aus der Zuchtstation ($n = 33$) erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied (U-Test, $p < 0,001$). Für letztere betrug der Median des Überlebens 17 Tage (Mittel: 25 Tage). Dieser Vergleich belegt die wesentlich bessere Eignung von Wildfängen für Bestandesstützungen und Wiederansiedlungsprojekte.

Zwischen 1999 und 2007 wurden die Verluste von 20 Männchen und 15 Weibchen registriert. 75 % der Männchenverluste ($n = 15$) und 60 % der Weibchenverluste ($n = 9$) wurden durch Fuchs oder Marder verursacht. Weitere 15 % der Männchen ($n = 3$) und 33 % der Weibchen ($n = 5$) wurden vom Habicht geschlagen und der Rest kollidierte mit Forstzäunen (2 Männchen, 1 Weibchen).

Durch Telemetrie und direkte Beobachtungen konnte die Nutzung traditioneller Strukturen (Balzplätze, Winternutzungszentren), die auch schon von den Vögeln der autochthonen Population genutzt wurden, durch die russischen Auerhühner belegt werden. Es etablierten sich zwei neue Balzplätze an traditionellen Örtlichkeiten. Dort konnten vier Jahre lang maximal

drei balzende Männchen beobachtet werden. Während des Untersuchungszeitraumes wurden an mindestens acht verschiedenen Örtlichkeiten Männchen mit Territorialverhalten nachgewiesen.

Neben der Telemetrie wurde ein Bestandsmonitoring in ausgewählten Schwerpunktgebieten durchgeführt und dabei alle Sichtbeobachtungen und indirekten Nachweise (Exkreme, Federn, Geläufe und Sandbadestellen) erfasst. Der Gesamtbestand im Thüringer Schiefergebirge wird 2007 auf maximal 30 - 35 Vögel geschätzt. Von 2000 - 2008 wurden insgesamt nur 11 Reproduktionsnachweise erbracht.

Auf Grund der unterschiedlichen topografischen Bedingungen im Herkunfts- und Auswilderungsgebiet war es von besonderem Interesse, welchen Einfluss Höhenlage, Hangneigung und Exposition auf die Habitatwahl der umgesiedelten Vögel hat. In Russland haben topografische Parameter auf Grund der flachen Landschaftsstruktur keinen Einfluss auf die Habitatwahl.

In Thüringen nutzten die Vögel überproportional häufig die höchsten Lagen (700 - 850 m ü. NN), wohingegen Höhenstufen unter 700 m entsprechend ihrer Flächenanteile gemieden wurden. Der Mittelwert der Höhen aller Ortungspunkte ($n = 964$) beträgt in Thüringen 731 m ü. NN (Median 732 m).

Die umgesiedelten Auerhühner wurden hauptsächlich in den flachen Oberhang- und Plateaubereichen im Thüringer Untersuchungsgebiet nachgewiesen. Im Mittel nutzten sie eine Hangneigung von 8° (Median: 7°).

Die Vögel bevorzugten die Expositionen S, SW und NW, was wohl hauptsächlich mit dem signifikant häufigeren Vorkommen der Kiefer in diesen Lagen zu erklären ist.

Besonders wichtig erschien der Habitatvergleich zwischen Fang- und Auswilderungsgebiet.

Dazu wurden mit der Probekreismethode die Habitatstrukturen an 243 Nachweispunkten in Thüringen und an 264 Nachweispunkten in Russland erfasst. Um einen Vergleich zwischen Angebot und Nutzung durchführen zu können, wurden in den Untersuchungsgebieten jeweils 223 und 200 Zufallspunkte beschrieben. Die Auswertung erfolgte mit Hilfe logistischer Regressionsanalysen, die folgende Hauptergebnisse erbrachten:

In Thüringen war die Anzahl Fichten je ha (Median: 732) an den Nachweispunkten deutlich höher als in Russland (Median: 255). Die Anzahl Kiefern je ha (Median: 154) war in Thüringen in Probeflächen mit Auerhuhnnachweisen deutlich niedriger als in Russland (Median: 265). Der Median des Bestandesschlussgrades in den genutzten Habitaten lag in Thüringen bei 60 % und in Russland bei 65 %.

Ein Vergleich der Bodenvegetation an Nachweispunkten in Thüringen ($n = 243$) und Russland ($n = 264$) erbrachte für folgende Parameter hochsignifikante Unterschiede: Gesamtdeckung

der Bodenvegetation, Deckungsgrad der Baumverjüngung und der Gräser und Kräuter. Weiterhin konnte ein signifikanter Unterschied für den Deckungsgrad der Ericaceen ermittelt werden. Alle betrachteten signifikanten Parameter der Bodenvegetation wiesen in den russischen Lebensräumen höhere prozentuale Deckungsgrade auf.

Mit Hilfe logistischer Regressionsanalysen wurden folgende, für das Vorkommen von Auerhühnern bedeutende Habitatparameter ermittelt:

In Thüringen erklären die unabhängigen Variablen Kiefer als bevorzugte Baumart, Schlussgrad des Waldbestandes, Höhe der Ericaceen und das Baumalter die Habitatwahl. In Russland sind es die unabhängigen Variablen Kiefer als bevorzugte Baumart, Deckungsgrad der Ericaceen und Deckungsgrad der Baumverjüngung, die die Habitatwahl der Auerhühner erklären. Diese Variablen haben einen signifikanten Einfluss auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und in Russland.

Im russischen Untersuchungsgebiet findet man flächendeckend gute bis sehr gute Auerhuhnhabitate, so dass der Unterschied zwischen Angebot und Nutzung vielfach nur gering ist. In Thüringen hingegen sind die Auerhuhnlebensräume fragmentiert: Gute Habitate sind fleckenartig über die Landschaft verteilt, und die Vögel suchen gezielt die lichten Altholzstadien, mit einer gut ausgeprägten Ericaceen-Vegetation am Boden auf. Im Vergleich der beiden Gebiete zeigt sich eine hohe Übereinstimmung der von den Auerhühnern genutzten Habitate. Die Habitatanalysen sind Grundlage für die Erarbeitung von praktischen Behandlungsempfehlungen der Thüringer Auerhuhnschutzgebiete. Eine Liste der Empfehlungen schließt die Arbeit ab.

Abstract

Between 1999 and 2003, 145 Western Capercaillies caught in the wild in Russia were translocated to the Schiefergebirge area of Thüringen (Germany) as part of compensatory environmental replacement measures for the construction of the Goldisthal pumped storage plant and the Leibis reservoir. The birds came from the Yaroslavl' and Kostroma areas, c. 400 and 800 km NE of Moscow.

Control of the project's success was carried out by radio telemetry in the course of a first-degree thesis (1999/2000) and this present work (2001-2003), as well as by monitoring of bird numbers. Between 1999 and 2002 a total of 30 Capercaillies were fitted with transmitters.

The establishment of home range sizes was carried out using the Minimum Convex Polygon (MCP) and the Kernel methods. Information on 16 birds (7 males and 9 females) was used in the radio telemetry data evaluation. Each bird was independently localized at least 30 times and had survived at least 2 months. With a median home range (MCP) of 436 ha (mean: 844

ha), males had significantly smaller home ranges than females, with a median of 857 ha (mean: 1008 ha).

The median of the maximum distance from the release site was 3157 m for all birds (mean: 4407 m). The difference between the sexes was not statistically significant.

The survival period of 19 males and 14 females was established. The median survival period of all Capercaillies caught in Russia whose transmitter data could be evaluated ($n = 25$), combined with additional ring recoveries ($n = 8$), was 100 days (mean: 286 days). A comparison of the survival period of these 33 birds with 33 Capercaillies released into the wild from the breeding project in Thüringen showed a difference that was highly significant (U-test, $p < 0.001$). The median survival period of the latter birds was 17 days (mean: 25 days). This comparison proved that birds caught in the wild are far more suitable for supporting a population and in reintroduction projects.

From 1999 to 2007, the loss of 20 males and 15 females was registered. Seventy-five percent of male ($n = 15$) and 60 % of female losses ($n = 9$) were caused by Red Fox or martens. A further 15 % of males ($n = 3$) and 33 % of females ($n = 5$) were taken by Goshawks, while the remainder collided with forestry fences (2 males and 1 female).

By employing radio telemetry and direct observations, the use by the Russian Capercaillies of traditional structures (leks, wintering centres) that had always been used by the autochthonous population was confirmed. Two new leks were established at traditional sites, where a maximum of 3 displaying males was observed in the course of four years. On at least eight different sites territorial behaviour by males was observed during the study period.

Alongside radio telemetry, population monitoring was also carried out in selected centres of occurrence, employing both sight records and indirect indications (droppings, feathers, tracks, and sand-bathing places). The maximum total population in the Thüringen Schiefergebirge was estimated to be 30 - 35 birds in 2007. Successful breeding could be confirmed in only 11 cases during the period 2000 - 2008.

Given the differences in topographical conditions between the birds' places of origin and where they were released, it was considered to be of particular interest whether the influence of altitude or slope inclination and aspect played any role in the habitat choice of the resettled Capercaillies. In Russia, topographical parameters had no influence on habitat choice because of the flatness of the landscape.

In Thüringen, the birds used the highest sites to an above-average extent (700 - 850 m a.s.l.), while altitudes below 700 m were avoided (relative to their proportional area). The mean altitude of all recorded locations ($n = 964$) in Thüringen was 731 m a.s.l. (median: 732 m).

The translocated Capercaillies were mostly recorded in the level regions of the upper slopes and plateau area of the Thüringen study area. The mean slope inclination at the sites where they were found was 8° (median: 7°).

The birds preferred the aspects S, SW, and NW, which can likely be explained by the significantly greater occurrence of pine trees in these locations.

A comparison of the habitats at the trapping and release sites appeared to be especially important. To study this, habitat structures at 243 record locations in Thüringen and 264 in Russia were analysed using the sample circle method. In order to compare availability and utilization, 200 random points were described in each of these study areas. The comparison was made using logistic regression analysis, which resulted in the following principal findings:

In Thüringen, the number of spruce trees per ha (median: 732) at the record locations was clearly higher than in Russia (median: 255). The number of pine trees per ha (median: 154) in Thüringen was much lower than in Russia (median: 265). The median degree of canopy cover in the occupied habitats in Thüringen was 60 %, in Russia 65 %.

A comparison of the ground vegetation at the locations in Thüringen (n = 243) and Russia (n = 264) showed significant differences in the following parameters:

Total degree of coverage by ground vegetation, degree of coverage by tree regeneration, grass, and herbs. Also, there was a significant difference in the degree of coverage by ericaceous plants. All of the observed significant ground vegetation parameters showed higher degrees of ground coverage in the Russian habitats.

With the help of logistic regression analysis the following habitat parameters were established as important for the occurrence of Capercaillies:

In Thüringen, habitat choice is best explained by the independent variables pine as preferred tree, degree of forest canopy cover, height of the ericaceous vegetation, and tree age. In Russia, the independent variables that best explain habitat choice are pine as preferred tree, degree of coverage by ericaceous plants, and degree of coverage by tree regeneration. These variables have a significant effect on Capercaillie habitat choice in Thüringen and Russia.

In the Russian study area, good or very good Capercaillie habitats are found in abundance so that the difference between the level of available and occupied habitat is very often only slight. By contrast, in Thüringen, habitat suitable for the species is fragmented, with good habitats being distributed patchily throughout the landscape. The birds seek out stands of mature trees with plenty of clearings and a well established ericaceous ground cover. A comparison of the two regions shows a high correspondence in the habitats preferred by Capercaillies. These habitat analyses form the basis for the establishment of practical management recom-

mendations for the Capercaillie protection areas in Thüringen. A list of these recommendations concludes the dissertation.

2. Einleitung

Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus* L.) ist das größte eurasische Raufußhuhn. Es wanderte nach der letzten Eiszeit in Mitteleuropa ein (Stegman 1938, Voous 1962) und besiedelte hier geeignete Areale vom Flachland bis zur Baumgrenze im Gebirge. Der natürliche Lebensraum und das Hauptverbreitungsgebiet der Auerhühner sind die lichten borealen Nadelwälder der Taiga. Ihre Verbreitung reicht von der Iberischen Halbinsel im Westen bis an den Baikalsee im Osten. Die meisten Populationen innerhalb dieses Areals weisen eine starke Bindung an koniferenreiche Waldgesellschaften auf. Eine Ausnahme bildet das kantabrische Auerhuhn in Spanien. Dieses lebt dort in reinen Laubwäldern (Gomez-Manzanedo & Reque 2008).

In den meisten Regionen Mitteleuropas ist das Auerhuhn seit Mitte des vergangenen Jahrhunderts in starkem Rückgang begriffen (Storch 2000c, Bergmann et al. 2003, Klaus & Bergmann 2004). Für viele Mittelgebirgsvorkommen (z. B. Thüringer Wald, Bayerischer Wald oder Schwarzwald) wird eine Bestandszunahme in der Zeit der vorindustriellen Waldübernutzung beschrieben (Klaus et al. 1982, Schroth 1994, Wennrich 1997, Scherzinger 2003, siehe auch Kap. 6). Mit der intensiven Mechanisierung der Forstwirtschaft ab Mitte des 20. Jahrhunderts und des damit einhergehenden Lebensraumverlustes auf großer Fläche starb das Auerhuhn in den meisten Gebieten Mitteleuropas aus. Es überlebten in den Mittelgebirgen nur isolierte Restvorkommen mit wenigen Individuen (Klaus & Bergmann 1994, Klaus & Bergmann 2004).

Für die Erhaltung seltener Tierarten werden umfangreiche Artenhilfsprojekte durchgeführt. Ein Hauptbestandteil solcher Projekte ist häufig die Stützung des Bestandes mit gezüchteten Tieren oder Wildfängen. Die Schutzbemühungen beim Auerhuhn begannen schon in den 1970er Jahren, als man z. B. im Bayerischen Wald (Scherzinger 2003) oder im Harz (Eichler & Haarstick 1995) mit der Auswilderung von Zuchtvögeln begann. In Thüringen wurde in den 1970er und 1980er Jahren eine starke Abnahme der Auerhühner mit großem Arealverlust registriert (Klaus et al. 1982, Klaus 1995). So begann man hier ab 1991 eine Bestandsstützung mit gezüchteten Vögeln, die den Bestand auf niedrigem Niveau halten konnte und das Aussterben verhinderte. Eine detaillierte Zusammenstellung und kritische Bewertung der Projekte in Deutschland nahmen Klaus & Bergmann (1994), Klaus (1997) und Klaus & Bergmann (2004) vor.

In neuerer Zeit wird bei der Wiederansiedlung von europäischen Raufußhühnern die Translokation von Wildfängen empfohlen (Bergmann et al. 2000, Unger & Klaus 2007). Translokati-

onen mit Raufußhühnern werden in Nord-Amerika schon seit mehreren Jahrzehnten erfolgreich praktiziert (z. B. Griffith et al. 1989, Tenhumberg et al. 2004, Schröder 2008).

So ergab es sich, dass von Ende 1999 bis Ende 2003 im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen für den Bau des Pumpspeicherwerkes Goldisthal und der Talsperre Leibis 145 in freier Wildbahn gefangene Auerhühner im Thüringer Schiefergebirge ausgesetzt wurden. Die Vögel stammen aus der mittleren Taigazone Russlands, aus dem Raum Jaroslawl und Kostroma, ca. 600 km NE von Moskau gelegen. Im Vorfeld der Translokation wurden, ebenfalls im Rahmen von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen, 600 ha Waldflächen im Auswilderungsgebiet für die Auerhühner verbessert (Graf 2001).

Das Translokationsprojekt mit den russischen Wildfang-Auerhühnern nach Thüringen ist für Europa einmalig. Es wurde im Rahmen einer Diplomarbeit im Jahr 2000 durch Karin Graf (Graf 2001; Graf & Klaus 2001) und der vorliegenden Untersuchung (2001 - 2007) umfassend wissenschaftlich begleitet und ausgewertet.

3. Aufgabenstellung und Ziele der Arbeit

Die wenigen Translokationsprojekte mit Auerhühnern, die bisher bekannt geworden sind (Harvie-Brown 1888, Romanov 1988, Marshall & Edward-Jones 1998), wurden nicht systematisch dokumentiert oder gar wissenschaftlich begleitet.

Das übergeordnete Ziel der Arbeit war die wissenschaftliche Untersuchung und Bewertung der Translokation von Auerhühnern im Rahmen des Artenschutzprojekts Auerhuhn und die Klärung der ökologischen Ansprüche der umgesiedelten Vögel als Grundlage für ein langfristiges Habitatmanagement und die Erhaltung der Art in Thüringens Wäldern.

Im Rahmen der Dissertation sollte möglichst umfassend das Verhalten der umgesiedelten Auerhühner erforscht werden. Da die Vögel auf Grund ihrer sehr heimlichen Lebensweise nur sehr schwer im Freiland zu beobachten sind, bot sich die Telemetry als ideale Methode an, um folgende Fragestellungen zur Raum- und Habitatnutzung zu klären:

- Wie erfolgt die Dismigration im neuen Lebensraum?
- Wie groß sind die Aktionsräume?
- Nach welcher Zeit werden feste Wohngebiete etabliert?
- Nach welcher Zeit bilden sich feste Balzplätze und Winternutzungszentren?
- Wie gut ist die Orientierungs- und Navigationsfähigkeit nach der Translokation? Anhand dieser Frage sollte das Karte-Kompasskonzept von Kramer (1953/59) überprüft werden.
- Wie lange überleben die Vögel und was sind die Verlustursachen?

Bei regelmäßigen Begehungen des Untersuchungsgebietes wurden neben den Telemetriedaten alle Sichtbeobachtungen und indirekten Nachweise (Losungsfunde, Mauserfedern, Rupfun-gen, Risse und Fährten) der Vögel kartiert.

Aus den Ergebnissen der Untersuchung wurden in enger Zusammenarbeit mit der Thüringer Forstverwaltung Schutzvorschläge erarbeitet und z. T. schon praktisch umgesetzt (Unger & Klaus 2007). Das Hauptziel von Auerhuhnschutzmaßnahmen sollte es sein, möglichst schnell wieder geeignete Habitate zu schaffen, um der noch verbliebenen Restpopulation und den ausgewilderten Vögeln gute Überlebenschancen zu ermöglichen.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Studie und den Erfahrungen aus anderen Gebieten (z. B. Klaus et al. 1989, Boock & Pape 1995, Storch 1999, Kortland 2006, Braunisch & Suchant 2007, BAFU 2008) sollten Schutzempfehlungen erarbeitet werden, die an die spezifischen Gegebenheiten Thüringens angepasst sind.

4. Untersuchungsgebiete

4.1. Das Herkunftsgebiet in Russland

Die Herkunftsgebiete der Wildfang-Auerhühner in Russland befinden sich 300 - 600 km nördlich bzw. nordöstlich von Moskau in den Bezirken Jaroslawl und Kostroma (Anhang 1 (A1), Abb. 1 u. 2). Die Gebiete sind zu ca. 70 - 80 % bewaldet. Die restlichen Gebiete sind landwirtschaftlich genutzte Flächen oder aufgelassene Felder in frühen Sukzessionsstadien mit Birke und Kiefer. Das Gebiet ist recht dünn besiedelt, und viele Dörfer sind ganz verlassen oder werden in den kommenden Jahren aussterben. Der Grund dafür ist die Abwanderung der Bevölkerung in die Städte.

Die großen zusammenhängenden Wälder des Gebietes liegen an der Südgrenze der borealen Taiga, die auch als südliche Taiga bezeichnet wird. Sie gehört zur lichten Taiga der Kiefern-wälder (Walter 1974). Die Wälder unterliegen, soweit es möglich ist, einer forstwirtschaftli-chen Nutzung. Das Holz wird im Kahlschlag abgetrieben und danach werden die Flächen der Sukzession überlassen. In den verschiedenen Waldentwicklungsstadien kommen Auer-, Birk- und Haselhühner häufig vor. Die Kahlschläge sind zwischen ein und zehn Hektar groß. Oft sind es nur kleine Parzellen mitten im Waldbestand, so dass die Wälder im Gebiet noch einen geringen Fragmentierungsgrad aufweisen, was sich auch in der Dichte der drei o. g. Raufuß-huhnarten widerspiegelt. Allerdings sind die Kahlschläge im Luftbild des Gebietes (A 1, Abb. 3) schon gut sichtbar. Verschiedene Waldteile sind noch als Primärwald zu erkennen. Der Erschließungsgrad der Wälder ist gering. Es existiert fast kein Wegenetz.

4.1.1. Klimatische Verhältnisse

Das Untersuchungsgebiet befindet sich in der kontinentalen Klimazone, die durch starke jahreszeitliche Temperaturschwankungen und relative Niederschlagsarmut geprägt ist. Das kühle Kontinentalklima zeichnet sich durch kalte lange Winter und kurze mäßig warme bis warme Sommer aus sowie wenig Niederschläge (Goudie 1995). Zur Beschreibung der klimatischen Verhältnisse wurde das in Walter (1974) beschriebene, ca. 180 Kilometer nordwestlich gelegene Gebiet um Wologda herangezogen. Die durchschnittliche Niederschlagsmenge pro Jahr beträgt 550 mm, wobei zwischen November und März 150 mm als Schnee fallen. Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt 1,8 °C.

Der Winter im Untersuchungsgebiet beginnt Anfang November. Die geschlossene Schneedecke mit Höhen zwischen 1 - 1,5 m liegt von Ende November bis Anfang April. Die Temperaturen im Winter fallen unter -30 °C. Die Durchschnittstemperatur im Gebiet von Wologda zwischen November und März liegt bei -8,8 °C.

Während des sechswöchigen Arbeitsaufenthaltes im Juli/August 2002 war es sommerlich heiß mit Temperaturen zwischen 25 und 33 °C. Es fielen keine nennenswerten Niederschläge.

Im Mai 2003 gab es noch Nachtfröste, die nach Walter (1974) auch noch im Juni auftreten können. Am Tag erreichten die Temperaturen 15 - 20 °C. In den drei Wochen im Frühjahr regnete es an drei Tagen dauerhaft, ansonsten gab es gelegentlich kurze Niederschlagsereignisse.

4.1.2. Topografie, Geologie, Vegetation

Das Gebiet weist Höhen zwischen 60 und 170 m ü. NN auf. Die Landschaft trägt flachhügeligen Charakter, herausragende Berge gibt es nicht. Die größten Höhenunterschiede findet man zwischen den Flusstälern und der Umgebung, wobei diese Unterschiede auch höchstens 20 - 50 m betragen (Anh. 1, Abb. 4). Hänge oder Hangkanten sowie Zwischenplateaus findet man nur ganz selten und die Hangneigungen überschreiten drei Grad nicht.

Der Untergrund des Gebietes ist sandig und die typischen Böden sind Podsole, bei starker Vernässung auch Gleit- und Torfböden. Diese armen Böden bilden eine ideale Voraussetzung für die Besiedlung durch die Kiefer (*Pinus sylvestris*). Stellenweise findet man auch günstigere Bodenverhältnisse, die durch den Kalkgehalt der Moränen bedingt sind, was sich auch im häufigen Auftreten von Haselwurz (*Asarum europeum*), Sauerklee (*Oxalis acetosella*) und Zaungiersch (*Aegopodium podagraria*) zeigt (Walter 1974).

Die Hauptbaumarten in den Wäldern sind Kiefer (*Pinus sylvestris*), Fichte (*Picea abies*), Birke (*Betula pubescens*) und Aspe (*Populus tremula*). In geringem Umfang findet man auch Erlen (*Alnus glutinosa*), Weiden (*Salix spec.*) und Ebereschen (*Sorbus aucuparia*) eingestreut.

Die Kiefer ist die Baumart mit dem größten Verbreitungsgebiet. Dauerhaft hält sie sich nur auf extremen Standorten, auf besseren Böden wird sie dagegen langsam durch die Fichte verdrängt. Dazu sind jedoch Zeiträume von 100 Jahren und mehr notwendig. Der hohe Anteil von Birke und Aspe deutet darauf hin, dass die Waldflächen teilweise durch unregelmäßige Holznutzung oder Waldbrände degradiert wurden. Nach der Befragung von Einheimischen sind Waldbrände im Untersuchungsgebiet häufig und meist anthropogen bedingt.

Am Waldboden findet man eine sehr gut ausgeprägte Krautschicht, die hauptsächlich aus beerentragenden Vaccinien (*Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea*, *V. uliginosum*), Gräsern, hochstaudenartigen Gewächsen und Moosen besteht. Am häufigsten im Untersuchungsgebiet sind die Kiefernwaldgesellschaften (*Pineta sphagnosa*) mit Torfmoosen (*Sphagnum spec.*) als Leitarten und an trockeneren Standorten auch *Pineta cladinosa* mit der Flechte *Cladonia alpestris* als Leitart (Walter 1974). Bei günstigeren Bodenverhältnissen findet man die Fichten-Heidelbeerwaldgesellschaft (*Piceetum myrtillosum*) und Subassoziationen mit der Fichte als vorherrschende Baumart und der Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) als Leitart (Hofmann 1997).

4.2. Das Auswilderungsgebiet im Thüringer Schiefergebirge

Das Auswilderungsgebiet im Thüringer Schiefergebirge befindet sich in den Landkreisen Saalfeld, Sonneberg und Ilmkreis (A 1, Abb. 5) und repräsentiert die typische Mittelgebirgslandschaft Thüringens. Das Gebiet ist gekennzeichnet durch z. T. recht ausgedehnte Plateaulagen, die immer wieder von tief eingeschnittenen Tälern unterbrochen werden (A 1, Abb. 6). Das Luftbild des Gebietes zeigt eine geschlossene Waldlandschaft, die allerdings einen recht hohen Erschließungsgrad durch Verkehrswege und Siedlungen erkennen lässt (A 1, Abb. 8). Die Siedlungen befinden sich in den Tälern entlang der Bachläufe oder auf den Höhenrücken. Das Gebiet ist zu 75 - 80 % bewaldet. Die restlichen 20 % sind Siedlungen bzw. landwirtschaftliche Nutzflächen. Die Höhen des Auswilderungsgebietes liegen zwischen 550 und 860 m ü. NN. Die höchsten Erhebungen befinden sich im Südteil des Gebietes um Neuhaus und Steinheid (800 - 860 m ü. NN). Diese Gebiete weisen eine Bewaldung von über 90 % auf. Das Untersuchungsgebiet gehört nach der naturräumlichen Gliederung Thüringens zum Naturraum „Hohes Thüringer Schiefergebirge-Frankenwald“ (Hiekel et al. 2004). In den ersten beiden Projektjahren (1999/2000) wurden auch im Paulinzellaer Buntsandsteinland, das dem Schiefergebirge nördlich vorgelagert ist, russische Auerhühner ausgewildert. Das Gebiet hat einen Waldanteil von 70 % und ist gekennzeichnet durch sanfte Hänge und breite Bergkuppen. Es befindet sich in einer Höhenlage von 240 - 500 m ü. NN und gehört nach Hiekel et al. (2004) zum Naturraum „Paulinzellaer Buntsandstein-Waldland“.

4.2.1. Klimatische Verhältnisse

Das Thüringer Schiefergebirge ist Bestandteil des Klimabezirkes „Frankenwald“ im Klimagebiet „Deutsches Mittelgebirgs-Klima“ (Hiekel et al. 2004).

Das Klima des Untersuchungsgebietes unterscheidet sich zwischen dem Nord- und dem Südteil. Der Nordteil ist im Lee des Gebirges gelegen und damit niederschlagsärmer als der Südteil in Luvlage. Das gesamte Untersuchungsgebiet ist durch lange und schneereiche Winter gekennzeichnet. Der mittlere Jahresniederschlag steigt von Norden mit 800 mm nach Süden auf 1000 - 1200 mm an. In den höchsten Lagen des Untersuchungsgebietes um Neuhaus und Steinheid fallen bis 1400 mm Niederschlag im Jahr (Hiekel et al. 2004).

Die Jahresdurchschnittstemperatur beträgt im gesamten Gebiet 5 - 6 °C, das Januarmittel -3 °C und das Julimittel 14 - 15 °C. Die höchsten Niederschlagsraten werden in den Monaten zwischen Oktober und Februar registriert. Der meiste Schnee fällt zwischen Ende November und Ende Februar. Gerade in den letzten Jahren waren die Schneemengen recht unterschiedlich. Es gab Jahre mit bis zu 140 cm und solche mit nur 20 - 40 cm Schneehöhe. Infolge der Luvlage und der großen Durchschnittshöhen treten im Südteil des Untersuchungsgebietes jährlich 70 - 100 Nebeltage auf. Im Jahr 2001 wurden in Scheibe-Alsbach 194 Nebeltage registriert (Messstation des Deutschen Wetterdienstes, Fr. Weiß mdl. Mitt.).

4.2.2. Topografie, Geologie, Vegetation

Das Thüringer Schiefergebirge zeichnet sich durch eine reiche Vertikalstrukturierung aus, wobei anders als im Thüringer Wald ausgesprochene Kammlagen nicht auftreten. Im Schiefergebirge hat sich nach der Hebung eine Rumpffläche erhalten, die als Schiefergebirgsmulde bezeichnet wird. Man findet Bergkuppen und Hochplateaulagen mit Höhen zwischen 650 und 860 m ü. NN. Durch ein reich gegliedertes Fließbrinnennetz, durch das die tief eingeschnittenen Bachtäler bedingt sind, wird die alte Rumpffläche in einzelne Plateauflächen gegliedert (Kaiser 1955). Von den Plateaulagen aus nimmt die Hangneigung allmählich zu und erreicht in den mittleren und unteren Hangbereichen Werte von 20° - 35°.

Der geologische Untergrund besteht vorwiegend aus quarzitischen Schiefern, Quarziten und Tonschiefern. Die anstehenden Gesteine treten recht selten zutage, da sie von ein bis zwei Meter mächtigen quarzitischen Schuttdecken überlagert sind. Das Bodenmosaik des Schiefergebirges besteht aus Braunerden, Staugleyen und Braunpodsoles. An Steilhängen, Hangkanten und in sonnig exponierten Lagen bilden sich flachgründige Ranker, Ranker-Braunerden und Podsol-Ranker aus. Im Bereich der niederschlagsreichen, forstlich genutzten Höhenlagen überwiegen Braun-Podsoles (Seidel 1995).

Das Thüringer Schiefergebirge ist zu 80 - 85 % bewaldet. Ein großer Teil wird von der Fichte bestockt (ca. 80 %). Die Waldstruktur wird zum größten Teil durch einschichtige Altersklassenwälder bestimmt. Im Nordteil des Auswilderungsgebietes sind die Fichtenbestände oft mit Kiefern durchmischt oder als reine Kiefernbestände zu finden. Buttig (1996) ermittelte für den Nordteil des Untersuchungsgebietes einen Kiefernanteil von 32 %. Die Lärche ist mit einem Anteil von 3 % vertreten. Der Anteil an Laubgehölzen (Rotbuche, Eiche, Birke, Eberesche, Aspe) nimmt einen Flächenanteil von 10 % ein.

Der Südteil des Untersuchungsgebietes zwischen Neuhaus und Siegmundsburg weist die höchsten Erhebungen des Schiefergebirges (800 - 860 m) auf. Hier stocken auf 95 % der Fläche reine Fichtenforste. Der Anteil von Kiefer und Lärche liegt bei < 2% und Rotbuchen und Weichlaubhölzer haben einen Anteil von 3 % (Buttig 1996). Lichte Strukturen, die durch Schneebruch in den höchsten Lagen entstanden, bedingen eine gut ausgebildete Beerenkrautvegetation am Boden. In vielen Bereichen des Untersuchungsgebietes fehlt aber die Heidelbeere, da die Altersklassenbestände den Boden stark ausdunkeln. Oft ist nach dem Auflichten dieser Bestände eine Vergrasung durch Waldreitgras (*Calamagrostis villosa*) und Drahtschmiere (*Avenella flexuosa*) zu beobachten.

Vorherrschende Waldgesellschaft im gesamten Untersuchungsgebiet ist die der Fichtenforste mit folgenden am häufigsten vorkommenden Assoziationen: Wollreitgras-Fichtenwald *Calamagrostio villosae-Piceetum abietis*, Drahtschmielen-Fichtenforst *Avenello-Cultopiceetum abietis* und Blaubeer-Fichtenforst *Myrtillo-Cultopiceetum abietis*. Im Nordteil des Untersuchungsgebietes kommen auch Kiefernforstgesellschaften vor. Die häufigsten Assoziationen sind die Blaubeer-Kiefernforste *Myrtillo-Cultopinetum sylvestris* und die Sauerklee Blaubeer-Kiefernforste *Oxalido-Myrtillo-Cultopinetum sylvestris* (Hofmann 1997).

5. Methoden

5.1. Fang der Auerhühner in Russland und Transport

Die Auerhühner wurden in Russland von 1999 - 2003 zwischen September und Ende November mit Lebendfallen nach Romanov (1988) gefangen (A 1, Abb. 9). Als Köder wurden Magensteinchen (sog. Grit) angeboten, die von den Vögeln in schneereichen Gebieten vor dem Winter in ausreichender Menge in den Muskelmagen aufgenommen werden müssen. Die Magensteinchen haben die Funktion, die rohfaserreiche Winternahrung (Koniferennadeln) vor der Darmpassage zu zerkleinern (Klaus et al. 1989, Porkert 1972). In den Taigawäldern ist das Angebot solcher Magensteinchen spärlich, so dass die Vögel gezielt an die Fallenstandorte kamen. Durch die Berührung eines am Boden liegenden Hölzchens wird die Falle ausgelöst, wobei ein schwerer sackleinen-bespannter Rahmen herunterfällt. Nach Aussage der russi-

schen Jäger sei es die effektivste Methode des Lebendfanges. Auch die Verluste durch Prädatoren oder Erschlagen durch die Falle seien gering.

Nach dem Fang wurden die Vögel in Volieren in Russland gehalten, bis 19 Tiere gefangen waren. 19 Vögel waren jeweils eine Lieferung, die dann in Sperrholzkisten (45 cm x 37 cm x 56 cm) mit einem LKW zum Flughafen nach Moskau gebracht wurden. Mit einem Flugzeug kamen die Vögel nach Berlin, um von dort so schnell wie möglich mit einem Transporter nach Thüringen gebracht zu werden. In jeder Kiste wurde nur ein Vogel transportiert. Zum Teil war keine Nahrung in den Transportkisten vorhanden und es gab keine raue Unterlage am Kistenboden, so dass die Vögel darin umherrutschten. Das bedingte eine Verschmutzung des Gefieders durch die Exkremente und stresste die Tiere zusätzlich.

Nach der Binnenmarkt-Tierseuchenschutzverordnung (BmTierSSchV 2005) dürfen höchstens 19 Tiere mit einem Mal eingeführt werden, wenn die Quarantäne im Auswilderungsgebiet nur zwei Wochen betragen soll. Ab 20 Tiere verlängert sie sich um weitere vier Wochen.

5.2. Vermessung, Beringung, Besenderung

Vor dem Einsetzen der Auerhühner in die Quarantänevölieren im Wald wurden die morphometrischen Maße aller Tiere erhoben. Es erfolgte die Beringung mit Kennringen der Beringungszentrale Hiddensee und ein Teil der Vögel erhielt einen Sender.

Zur Ermittlung des Gewichtes (auf 20 g genau) wurde eine Federwaage (bis 25 kg) verwendet. Mit einer Schublehre wurde die Schnabelhöhe an der höchsten Stelle ermittelt (Moss 1987a). Die Flügelänge wurde mit einem Flügelmaß gestreckt gemessen und der Schwanz mit einem Schwanzmaß (mit Dorn als Anschlag) von der Wurzel bis zur längsten mittleren Feder (Baker 1993).

Für die Besenderung wurden nur optisch vitale Vögel ausgewählt. Zwischen 1999 und 2002 kam es zur Besenderung von insgesamt 26 Vögeln, acht Vögel davon im Rahmen einer Diplomarbeit 1999/2000 und die restlichen 18 Vögel im Rahmen der vorliegenden Untersuchung 2001 und 2002 (A 2, Tab. 1). Die Sender der Firma HOLOHIL (Kanada) wogen 18 - 20 g und wurden den Tieren mittels eines Halsbandes befestigt. Das Befestigungsband bestand aus einer festen Schnur, die mit einem flexiblen Plastikschauch ummantelt war. Das Halsband wurde mit einem Spiel von mindestens einem Zentimeter befestigt, um den Vogel nicht beim Schlucken zu behindern. Die Antenne war über dem Rücken flach abgewinkelt.

5.3. Parasitenbefall, Quarantäne

Um Aufschluss über den Parasitenbefall der Vögel zu erhalten, wurden vom größten Teil der Vögel Kotproben genommen, die in frischem Zustand im Landesamt für Lebensmittelsicher-

heit und Verbraucherschutz, Abteilung Veterinäruntersuchung, in Jena analysiert wurden. Mit dem Flotationsverfahren wurden die Proben auf folgende Erreger getestet: Eimeria-Kokzidien, Capillaria und Ascaridida. Diese Befunde sollten zusätzliche Informationen zum Gesundheitszustand der Vögel liefern und zeigen, welche Behandlung während der Quarantäne notwendig ist.

Die Quarantäne war eine Pflicht nach der Binnemarkt-Tierseuchenschutzverordnung (BmTierSSchV 2005). Diese Zeit verbrachten die Tiere in Volieren im künftigen Lebensraum (A 1, Abb. 10). Hier wurden den Vögeln die notwendigen Medikamente mit dem Trinkwasser verabreicht. Die Volieren waren in 4 Abteile von jeweils 4x5 m unterteilt, so dass insgesamt 12 Vögel darin Platz fanden. Jedes Abteil wurde mit nur einem Männchen besetzt, da diese untereinander recht aggressives Verhalten entwickeln können, und mit höchstens zwei Weibchen. Um die Voliere war ein Areal von ca. 0,5 ha eingezäunt, damit keine Raubsäuger an die Volieren gelangen konnten. Zusätzlich war die Voliere noch mit einem Elektrozaun gesichert. Die Freilassung erfolgte nach 14 Tagen. Dazu wurden die Volierentüren geöffnet und die Vögel liefen hinaus in den neuen Lebensraum.

5.4. Grundlagen der Telemetrie

Das modernste Verfahren, um scheue Wildvögel im Gelände verfolgen zu können und dabei die Störungen so minimal wie möglich zu halten, ist die Radio-Telemetrie (Storch 1995a, Kenward 2001). In der vorliegenden Untersuchung wurden von 1999 - 2002 30 Vögel mit Halsbandsendern ausgerüstet. Es wurde ein Empfänger der Firma *Televilt*, Typ *RX 89 10 HE*, und eine externe zusammenklappbare 4-Element Antenne (Marke Yagi) verwendet.

Grundvoraussetzung der Telemetrie ist der Sender am Tier und ein Empfänger mit externer Peilantenne, da diese die Empfangsleistung des Sendersignals maximiert. Der Sender (20 g) wurde den Auerhühnern am Hals befestigt. Jeder Sender hat einen eigenen Frequenzbereich, so dass die aufgefangenen Impulse den einzelnen Tieren eindeutig zugeordnet werden konnten. Unter optimalen Bedingungen wurden Signale noch über sieben Kilometer Entfernung empfangen. Die äußeren Bedingungen wie Wetter, Geländetopografie, Aufenthaltsort des Vogels und Peilstandort wirkten sich erheblich auf das Ortungsergebnis aus. So verringerten Nebel, starker Regen oder Schneefall die Empfangsstärke des Signals und die Ortungsgenauigkeit. Bei der Untersuchung wurde das Prinzip der Triangulation (Kreuzpeilung) angewandt. Dabei wird das Tier aus entsprechender Entfernung von mindestens drei unterschiedlichen Geländepunkten aus lokalisiert und mit Hilfe eines Kompasses die Himmelsrichtung zum Sender bestimmt. Mit Hilfe von Testsendern wurde ermittelt, dass drei Peilungen pro Ortung bei einem Abstand zum Tier von 200 - 300 m eine auf 50 - 100 m genaue Standortbestim-

mung ermöglichen. Jede einzelne Peilung wurde im Gelände in Arbeitskarten eingetragen. Der entstehende Schnittpunkt nach drei oder mehr Ortungen gibt den Aufenthaltspunkt des Tieres an. Die ermittelten Punkte wurden später in ein Kartenprogramm (Lugrid, Topografische Karten Thüringen 1 : 10.000) übertragen. So wurden die genauen Koordinaten der Aufenthaltsorte der Tiere ermittelt.

5.4.1. Ermittlung von Aktionsraumgrößen

In die Auswertung der Aktionsraumgrößen wurden nur die Vögel einbezogen, die mindestens 60 Tage überlebten und wenigstens 30 unabhängige Ortungen im Gelände aufwiesen ($n = 16$, davon sieben Männchen und neun Weibchen, A 2, Tab. 2).

Die meisten Ortungen wurden im Winterhalbjahr zwischen November und Mai vorgenommen, da die Tiere immer im Spätherbst (November/Dezember) aus Russland nach Thüringen geliefert wurden. Nur von einem Männchen (Nr. 1) konnten auch Sommerdaten erhoben werden, da es über zwei Jahre telemetrisch verfolgt wurde.

Burt (1943) definiert den Aktionsraum (Home-Range) eines Tieres als das Gebiet, das im Rahmen seiner normalen Aktivitäten wie Futtersuche, Jungenaufzucht oder Partnerwerbung bewohnt bzw. durchquert wird. Er führte auch die weit verbreitete Darstellung der Aktionsräume durch ein Minimum-Convex-Polygon (MCP) ein. Mit Hilfe des MCP ermittelt man absolute Aktionsraumgrößen. Die Probleme dieser Darstellung liegen in der zwangsweisen Einbeziehung von großen tatsächlich ungenutzten Gebieten wie z. B. Landwirtschaftsflächen, Siedlungen usw. (White & Garrot 1990). Die meisten älteren Telemetriearbeiten ermittelten aber die Aktionsräume mit der MCP-Methode, so dass dieser Wert eine gute Vergleichbarkeit mit diesen Studien ermöglicht.

In neuerer Zeit wurden nichtparametrische Darstellungsweisen eingeführt, die die Möglichkeit bieten, Kerngebiete innerhalb der Aktionsräume, Überlappungen und Abgrenzungen relativ genau zu ermitteln. In der vorliegenden Untersuchung wurde sowohl die Minimum-Convex-Polygon-Darstellung (Burt 1943) als auch das Kernel-Verfahren angewandt (Naef-Daenzer 1993, Worton 1995). Mit Hilfe des Kernel-Verfahrens werden Dichtezentren ermittelt, indem Dichtelinienumrisse um Gebiete unterschiedlicher Nutzungsintensität gelegt werden. Das Dichtezentrum liegt an dem Punkt, wo die Summe aller durch die Dichtefunktion ermittelten Werte am größten ist (Worton 1995). Sämtliche Raumnutzungsauswertungen wurden mit den Programmen Ranges 6, Arc view GIS 3.2 a und LUGRID vorgenommen. Dabei wurden die Aktionsräume mit der MCP- und der Kernel-Methode unter Einbeziehung von 95 % aller Lokalisationen (Kernel 95) berechnet. Um Kerngebietsgrößen zu ermitteln,

wurden die Berechnungen mit der Kernel-Methode unter Einbeziehung von 50 % aller Lokalisationen (Kernel 50) berechnet (Jäger & Pechacek 2002).

5.5. Lebensdauer und Mortalitätsursachen

Die meisten Daten zu Lebensdauer und Mortalitätsursachen der umgesiedelten Auerhühner ($n = 25$) wurden mit Hilfe der Telemetry ermittelt. In der Regel findet man den Sender eines ums Leben gekommenen Tieres im Gelände wieder. In den meisten Fällen konnte die Mortalitätsursache ermittelt werden. Fünf Vögel konnten schon nach zwei bis drei Wochen nicht mehr geortet werden. Hierbei handelte es sich, wie in zwei Fällen belegt, um Senderausfälle. Zusätzlich konnten durch Ringfunde die Überlebensdauern von weiteren acht Vögeln ermittelt werden. Anhand der Fundumstände (z. B. Zustand von aufgefundenen Federn) wurde die Lebensdauer der einzelnen Vögel abgeschätzt, an den Fraßspuren der gefundenen Überreste konnte eingeordnet werden, ob ein Raubsäuger oder Greifvogel der Prädator war.

Mit Hilfe der genetischen Individualanalyse (Microsatelliten-Methode) von Mauserfedern, die über drei Jahre im Thüringer Untersuchungsgebiet gesammelt wurden, gelang es in drei Fällen, ein mehrjähriges Überleben nachzuweisen. Mit dieser Methode konnte zwar nichts über das absolute Überleben im Auswilderungsgebiet ausgesagt werden, aber es sind zusätzliche wertvolle Nachweise für das mehrjährige Überleben nicht sendermarkierter Vögel (Segelbacher & Storch 2002, Gugerli et al. 2008).

5.6. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen, Verhaltensbeobachtungen

Von 2001 - 2007 wurden im Auswilderungsgebiet in Thüringen, in vier ausgewählten Schwerpunktgebieten jährlich vier bis sechs Mal Kontrollen durchgeführt. Dabei wurden alle Sichtbeobachtungen und indirekten Nachweise ($n = 385$) erfasst und mit Hilfe eines GPS-Gerätes punktgenau auf topografische Karten (1 : 10 000 und 1 : 50 000) übertragen.

Indirekte Nachweise in Form von Federn, Exkrementen und Spuren sind für die Erfassung von Auerhühnern eine sehr wichtige und effiziente Methode. Auf Grund des ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus ist es mit indirekten Nachweisen in über 90 % der Fälle möglich, das Geschlecht zu differenzieren. Die indirekten Nachweise verteilen sich gleichmäßig auf Männchen, Weibchen und Jungvögel (Storch 1995a). Sie sind eine gute Ergänzung zu den direkten Nachweisen (Telemetry, Sichtbeobachtungen). Mit dieser Nachweismethode ist eine individuelle Zuordnung der Vögel nicht möglich, aber saisonale Habitatpräferenzen können ermittelt werden. Die russischen Auerhühner verhielten sich sehr scheu und waren nur selten

zu beobachten. So beschränkten sich Verhaltensbeobachtungen auf die Balzplätze (Beobachtung aus einem Versteck) oder auf zufällige Ereignisse.

5.7. Auswertung mittels Geografischen Informationssystems (GIS)

Die Rechts- und Hochwerte für jeden Telemetry-Peilpunkt wurden in das Programm Ranges 6 eingegeben. Daraus wurden die Aktionsräume mit der Minimum-Convex-Polygon- und der Kernel-Methode berechnet. Die Darstellung der Aktionsräume auf Karten erfolgte mit den auf GIS Grundlage laufenden Programmen Arc view 3.2a und ArcInfo. Mit diesen Programmen war es möglich, verschiedene ökologische Parameter, wie z. B. die Offenland-Waldverteilung oder die Nadelwald-Laubwaldverteilung darzustellen (Bill 1999, Gahsche & Bens 2002). Die Berechnung der Höhen, Hangneigungen und Expositionen erfolgte mit Hilfe eines Digitalen Geländemodells (DGM5) des Thüringer Landesamtes für Vermessung und Geoinformation. Mit diesem Geländemodell wurden auch die Flächenanteile der Höhen, Hangneigungen und Expositionen für das gesamte Untersuchungsgebiet (600 km²) ermittelt.

5.8. Habitatanalyse

Habitatanalysen wurden sowohl im Fanggebiet der Auerhühner in Russland als auch im Auswilderungsgebiet in Thüringen durchgeführt. Mit dem Probekreisverfahren (Sewitz & Klaus 1997) wurden an den Fundorten der Tiere wichtige Habitatparameter (Geländefaktoren, Vegetation) aufgenommen und miteinander verglichen.

Dazu ist an jeweils 243 Nachweispunkten in Thüringen und an 264 Nachweispunkten in Russland (Männchen, Weibchen und Jungvögel) die Zusammensetzung der Bodenvegetation und der Baumarten ermittelt worden. Weiterhin wurde der Kronenschlussgrad abgeschätzt und zusätzlich die Höhe und Vitalität der Heidelbeere erfasst. Hierbei war die Beurteilung der Vitalität der Ericaceen ein wichtiger Punkt in der Untersuchung. Hauptfaktor der Vitalitätseinschränkung im Thüringer Untersuchungsgebiet ist der Verbiss durch Schalenwild und der Eintrag von Stickstoff. Es wurden nach Schroth (1994) folgende drei Vitalitätsstufen abgegrenzt:

1. Vital: Ericaceen sind nicht geschädigt
2. Beeinträchtigte Vitalität: Ericaceen zeigen eingeschränkte Fruktifikation und geringere Wuchshöhen durch Wildverbiss, bzw. sie werden von Gräsern und Moosen verdrängt
3. Stark beeinträchtigte Vitalität: Ericaceen weisen kaum noch Fruktifikation auf und sind flächig durch Wildverbiss auf Wuchshöhen von unter 15 cm reduziert

Es wurden Sommer- und Winternachweise unterschieden. Für die genaue Ermittlung des Bestandesalters an den Nachweis- und Zufallspunkten in Thüringen wurden die Forsteinrichtungsdaten aus dem Datenspeicher-Waldfond (DSWF) der Landesforstverwaltung genutzt. Auf Grund der großen Stichprobenanzahl von Telemetrie-Nachweispunkten in Thüringen ($n = 941$) wurden mit einer zufälligen Stichprobenziehung 250 Punkte ausgewählt, um eine Angleichung an die Zufallspunkte ($n = 223$) zu schaffen.

Für die russischen Untersuchungsgebiete standen solche Daten nicht zur Verfügung, so dass hier das Bestandesalter geschätzt wurde. Diese Schätzungen wurden durch stichprobenartige Kernbohrungen mit einem Kernbohrer überprüft. An Standorten mit aktueller forstlicher Tätigkeit wurden die Jahresringe der Bäume ausgezählt.

Bei dem oben genannten Probekreisverfahren bilden vier Vegetationsaufnahmekreise mit einem Radius von jeweils 10 m ein Raster. Der Zentralkreis entspricht dem Nachweispunkt und um diesen herum wurden sternförmig im Abstand von 30 m drei weitere Kreise beschrieben. Je Probekreis wurde eine Fläche von 314 m² erfasst, woraus sich für ein Raster eine Fläche von 1256 m² ergibt. Mit dieser Fläche wird ein repräsentativer Ausschnitt aus dem besiedelten Lebensraum der Auerhühner charakterisiert.

Zur Ermittlung von Habitatpräferenzen wurden in Thüringen 223 und in Russland 200 Zufallspunkte beschrieben. Diese wurden mit Hilfe eines Rastergitters (100 x 100 m) auf der Karte ermittelt und gleichmäßig über das Untersuchungsgebiet verteilt. Die Zufallspunkte wurden ebenfalls nach der Probekreismethode beschrieben. Mit den Zufallspunkten und den Nachweispunkten wurde dann ein logistisches Regressionsmodell berechnet, um zu ermitteln, welche der erfassten Parameter das Vorkommen der Auerhühner am besten erklären.

5.9. Statistische Auswertung

Für die statistischen Auswertungen wurden die Programme SPSS 12.0 und Excel 3.5 verwendet. Da die Daten keine Normalverteilung aufweisen, wurden nichtparametrische Methoden angewendet. Für die Signifikanzprüfung wurde hauptsächlich der Mann-Whitney U-Test bzw. für intervallskalierte Daten der Chi-Quadrat-Test verwendet. Die Signifikanzniveaus wurden folgendermaßen angegeben: * $p < 0,05$, ** $P < 0,01$, *** $p < 0,001$.

Für die Auswertung der Habitatanalysen der Nachweis- und Zufallspunkte wurden logistische Regressionsmodelle berechnet (Manly et al. 2002; Menard 2002). Wie in den meisten Artmodellen, wurde auch in der vorliegenden Untersuchung ein Signifikanzniveau von 0,05 angewendet (Pearce & Ferrier 2000).

Hochkorrelierte unabhängige Variablen müssen in logistischen Regressionsmodellen beachtet werden, da eine von beiden, ungeachtet ihrer biologischen Relevanz, aus dem Modell entfernt

wird. Um hochkorrelierte Variablen herauszufinden, wurden bivariate Korrelationen mit den Daten durchgeführt. Fielding & Haworth (1995) schlagen vor, dass Variablen, die in einer bivariaten Korrelation den Wert 0,7 überschreiten, weggelassen werden. Bei gleichwertiger biologischer Relevanz wurde die Variable beibehalten, die das Vorkommen der Auerhühner besser erklärte (Nagelkerke 1991).

Für die Abschätzung der Eignung des Modells wurde das R^2 nach Nagelkerke (1991) benutzt. Nagelkerkes R^2 ist der Wert der erklärten Varianz des Modells. Es ist eine Korrektur des Cox & Snell R^2 , das nur Werte bis 0,75 annehmen kann. Nagelkerkes R^2 hingegen nimmt Werte zwischen 0 und 1 an. Um sicherzustellen, dass keine räumliche Abhängigkeit zwischen den von Auerhühnern genutzten Habitatpunkten und den Zufallspunkten besteht, wurde eine Autokorrelation durchgeführt. Moran's I ist eine Teststatistik, mit der die räumliche Abhängigkeit von Datenpunkten getestet wird. Ein Wert von 0 heißt keine Autokorrelation, ein Wert von 1 bedeutet, die Werte sind perfekt autokorreliert.

6. Historischer Abriss der Bestandsentwicklung des Auerhuhns in Thüringen bis 1990

Wie in anderen Teilen Mittel- und Westeuropas erfolgte die Besiedlung Thüringens durch das Auerhuhn mit der Wiederbewaldung nach der letzten Eiszeit (Stegman 1938, Voous 1962). In dieser Zeit erweiterten die Auerhühner ihr Areal von ihren Hauptverbreitungsgebieten in den zentralasiatischen Taigawäldern weit nach Westen. Historische Quellen berichten von Übernutzungen der Wälder zwischen 16. und 19. Jahrhundert infolge der Entwicklung neuer Wirtschaftszweige (z. B. Heß 1898, Devrient 1908, Reinhold 1942, Firbas 1952). Die Folge war ein hoher Holzverbrauch, der waldfreie Höhenzüge entstehen ließ (Küster 2003, Witticke 2004). Diese Übernutzung führte zur Walddegradation durch Kahlschläge, Pottaschegewinnung, Vieheintrieb und Streunutzung. Erst mit dieser Entwicklung wurden nadelholzdominierte Wälder durch die beginnende Forstwirtschaft künstlich begründet. Im Thüringer Wald wie auch in anderen Mittelgebirgen profitierten die Vögel von der vielfältigen vorindustriellen Waldübernutzung (Scherzinger 2003). Vieheintrieb und die intensive Nutzung der Waldbodenstreu führte zur Verarmung der Wälder und begünstigte den Aufwuchs von Kiefern und die flächige Ausbreitung der Heidelbeere (Küster 2003). Besonders hohe Dichten erreichten die Auerhühner in unseren Mittelgebirgen im 18. und 19. Jahrhundert, was sich auch in den herrschaftlichen Jagdstrecken widerspiegelt (v. Schimpff 1895, Heß 1898, Schroth 1994, Scherzinger 2003).

Bis etwa 1930 kam das Auerhuhn in allen größeren geschlossenen Waldungen Thüringens vor. Das besiedelte Areal umfasste den Thüringer Wald und das südwestliche Vorland, die Rhön, das Thüringer Schiefergebirge, den Frankenwald, die Saale-Sandsteinplatte, das Süd-

thüringer- und das Paulinzellaer-Buntsandsteinland. In dieser Zeit war die Auerhuhnpopulation Thüringens noch nicht isoliert, sondern es gab Verbindungen über das Vogtland und Erzgebirge mit den Sudeten und andererseits über den Oberpfälzer- und Böhmerwald auch mit dem alpinen Verbreitungsgebiet (Klaus et al. 1982). Schon Mitte der 1940er Jahre änderte sich diese Situation merklich. Durch erhöhte Holzeinschläge in den Kriegsjahren entstanden Großkahlschläge und die Windbruchkatastrophe 1946 vernichtete in den Höhenlagen um Oberhof und Suhl großflächig die Waldbestände. Es folgte von 1947 - 1949 eine große Borkenkäferkalamität, in deren Folge nochmals große Kahlfelder entstanden. Das führte zu einer Zersplitterung des geschlossenen Areal des Auerhuhns in verschiedene Einzelvorkommen, besonders im mittleren und westlichen Teil des Thüringer Waldes (Heft 1958, Schmidt 1977, Wennrich 1997). Zwischen 1970 und 1980 erloschen die Vorkommen im Thüringer Wald bis auf drei isolierte Vorkommen in den Kreisen Ilmenau, Hildburghausen und eines bei Schmalkalden. In dieser Zeit verringerten sich die Bestände im Bereich der Saale-Sandsteinplatte um 58 %, im Schiefergebirge um 53 % und besonders gravierend im Thüringer Wald, wo sie um 86 % zurückgingen (Klaus et al. 1982, Abb. 1). Während 1970 noch 300 Auerhühner ein Territorium von ca. 1200 km² besiedelten, waren es 1990 noch 18 - 20 Vögel auf ca. 100 km² (Klaus et al. 1982, Klaus et al. 1985, Klaus 1995).

Der Bestand der Auerhühner nahm auch zwischen 1980 und 1990 beständig ab (Abb. 1). Den Tiefpunkt erreichte die autochthone Population Anfang der 1990er Jahre. Seit 1992 wird der Bestand durch Zusetzen gezüchteter Vögel gestützt. So konnte ein Aussterben verhindert werden und der geringe Bestand von 10 - 20 Vögeln wurde bis 1999 gehalten.

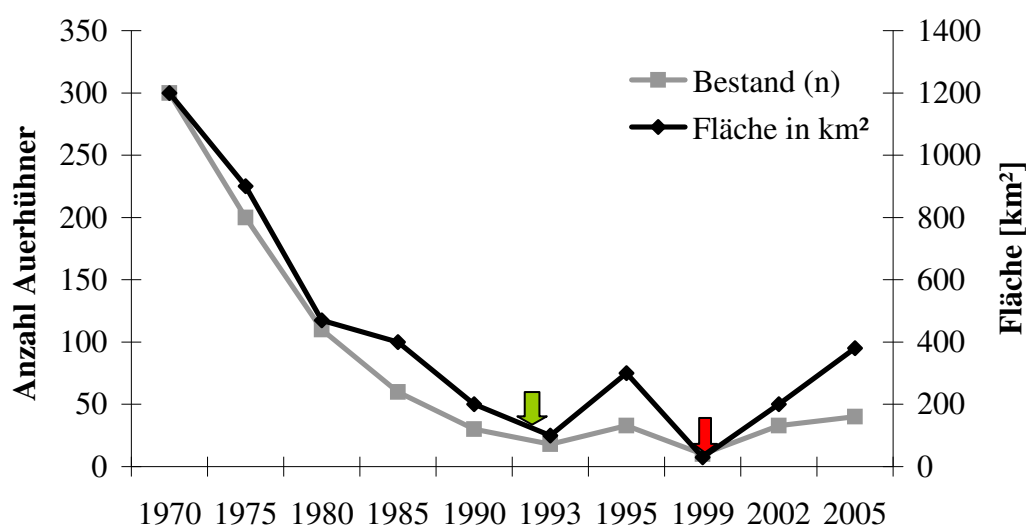


Abb. 1: Auerhuhnbestand in Thüringen und besiedelte Waldfläche zwischen 1970 und 2005 (Klaus 1995). Der grüne Pfeil (1992) markiert den Beginn der Auswilderung von Zuchtvögeln und der rote Pfeil (1999) markiert den Tiefststand der Population und zugleich den Beginn der Auswilderung russischer Wildfang-Auerhühner.

6.1. Das Translokationsprojekt mit russischen Wildfang–Auerhühnern und die Unterartenproblematik

Die nach 1990 erneut aufgegriffenen Bautätigkeiten des Pumpspeicherwerk Goldistal und der Talsperre Leibis stellen massive Eingriffe in die Kernlebensräume des Auerhuhns in Thüringen dar und tangieren z. T. gemeldete EG-Vogelschutzgebiete (SPA). Im Zuge von Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen wurden in den letzten Jahren Biotopverbesserungen in den Lebensräumen begonnen. Weiterhin wurden von 1999 - 2003 145 in Russland in freier Wildbahn gefangene Auerhühner im Thüringer Schiefergebirge ausgesetzt. Dieses Translokationsprojekt mit Wildfang-Auerhühnern ist das erste in Europa in der Gegenwart nach der einzigen bisher geglückten Translokation von Auerhühnern in Schottland 1837/38 (Harvie-Brown 1888, Klaus & Bergmann 1994). Aus neueren Literaturangaben war bekannt, dass Wildfänge von Raufußhühnern gegenüber Tieren aus der Zuchtstation eine bessere Freiland-eignung aufweisen (Romanov 1988, Bergmann et al. 2000, Graf & Klaus 2001, Unger & Klaus 2007). Im Zuge der von Dietzen (1995, 1996) empfohlenen komplexen Maßnahmen, konnte der Bestandsrückgang gestoppt und eine geringe Bestandszunahme erreicht werden (Unger & Klaus 2007).

Die Frage nach der Herkunft der Vögel wurde eingehend diskutiert. Nach den Richtlinien der IUCN (1998) für die Wiederansiedlung sollen für Translokationen Tiere aus nächstgelegenen Populationen verwendet werden. Diese Forderung konnte nicht erfüllt werden, da die meisten nahegelegenen Populationen auch hochbedroht sind, so dass eine Naturentnahme dort nicht möglich gewesen wäre. Ursprünglich sollten die Vögel in Österreich gefangen werden, was aber letztlich nicht möglich war, da dort keine Fangmöglichkeit in größerem Umfang vorhanden war. Es gab gute Kontakte zu Wildbiologen in Russland. Diese schätzten ein, dass der Fang der geplanten 100 Vögel in einem Zeitraum von fünf Jahren dort möglich wäre. Nach gründlicher Prüfung der im geplanten russischen Fanggebiet vorkommenden Unterart war man sich einig, dass es sich noch um die in Mitteleuropa vorkommende Unterart *Tetrao urogallus major* handelt. Nach Hjort (1970) liegt das Herkunftsgebiet der russischen Wildfangauerhühner in der Übergangszone zwischen den Unterarten *Tetrao urogallus major* und *Tetrao urogallus pleskei*. In der Projektplanungsphase (Mitte der 1990er Jahre) orientierte man sich an den für Europa und Asien beschriebenen 12 Unterarten (Potapov & Flint 1989, del Hoyo et al. 1994). Die meisten weisen allerdings nur eine geringe Differenzierung auf (Bauer et al. 2005). Aus genetischer Sicht haben die 12 Unterarten keinen Bestand (Segelbacher & Pierny 2007). Es lässt sich alles auf die kantabrische Unterart, die Pyrenäen als Hybridzone und Populationen im restlichen Europa bis zum Ural klassifizieren (Duriez et al. 2007, Rodríguez Muñoz et al. 2007). Sowohl die älteren wissenschaftlichen Ergebnisse (Hjort 1970, Po-

tapov & Flint 1989) als auch die neueren genetischen Untersuchungen (Segelbacher & Pierny 2007) machen deutlich, dass die Translokation der Auerhühner aus Russland kein Problem im Hinblick auf verschiedene Unterarten darstellt.

7. Ergebnisse

7.1. Morphologie der Wildfänge

7.1.1. Altersermittlung der Männchen mit morphologischen Merkmalen

Die Parameter Schnabelhöhe/Masse, Schnabelhöhe/Schwanzlänge und Schnabelhöhe/Flügelänge sind miteinander hoch korreliert. Ein Anteil von 64 % (n = 50) der Männchen waren im ersten und zweiten Kalenderjahr (bis anderthalb Jahre) und wiesen Schnabelhöhen von < 25 mm auf. 36 % (n = 28) waren zweieinhalb Jahre und älter (Abb. 2). Bei dieser Altersklasse weist die Schnabelhöhe ein Maß von > 25 mm auf. Abbildung 2 zeigt eine deutliche Abhängigkeit der Masse vom Alter. Gleiches gilt für Schnabelhöhe/Schwanzlänge und für Schnabelhöhe/Flügelänge (Abb. 3 u. 4) Auch diese Maße nehmen mit dem Alter deutlich zu. Ein Zusammenhang zwischen der Flügelänge und der Schwanzlänge konnte nicht festgestellt werden. Von den insgesamt 89 Auerhähnen, die zwischen 1999 und 2003 aus Russland nach Thüringen kamen, starben 11 Vögel in den Quarantänevolieren. Deren morphologische Daten sind in die Abbildungen nicht mit eingegangen, um die Alterszusammensetzung der im o. g. Zeitraum ausgewilderten 78 Männchen nicht zu verfälschen.

Bei den Weibchen gibt es keinen Zusammenhang zwischen Schnabelhöhe und Schwanzlänge bzw. Schnabelhöhe und Flügelänge. Zwischen der Schnabelhöhe und dem Gewicht besteht ein schwacher Zusammenhang, der aber statistisch nicht zu belegen ist.

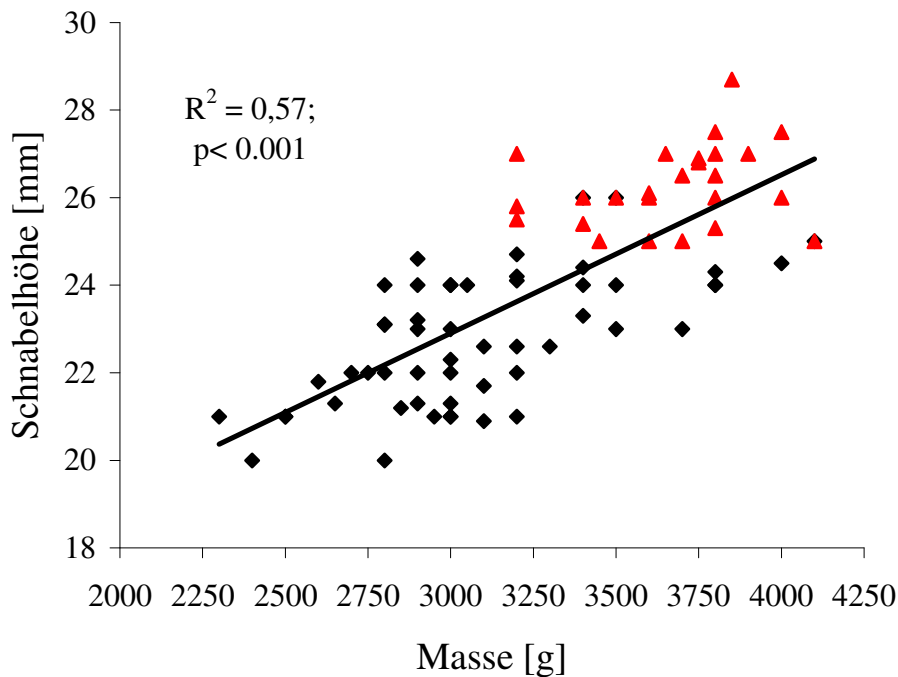


Abb. 2: Beziehung zwischen Schnabelhöhe und Körpermasse bei Auerhähnen; $n = 78$; $P < 0,001$. Die schwarzen Quadrate markieren die Vögel mit einem Alter bis anderthalb Jahren (Schnabelhöhe < 25 mm; $n = 50$), die roten Dreiecke die mit einem Alter von mindestens zweieinhalb Jahren und älter (Schnabelhöhe > 25 mm; $n = 28$).

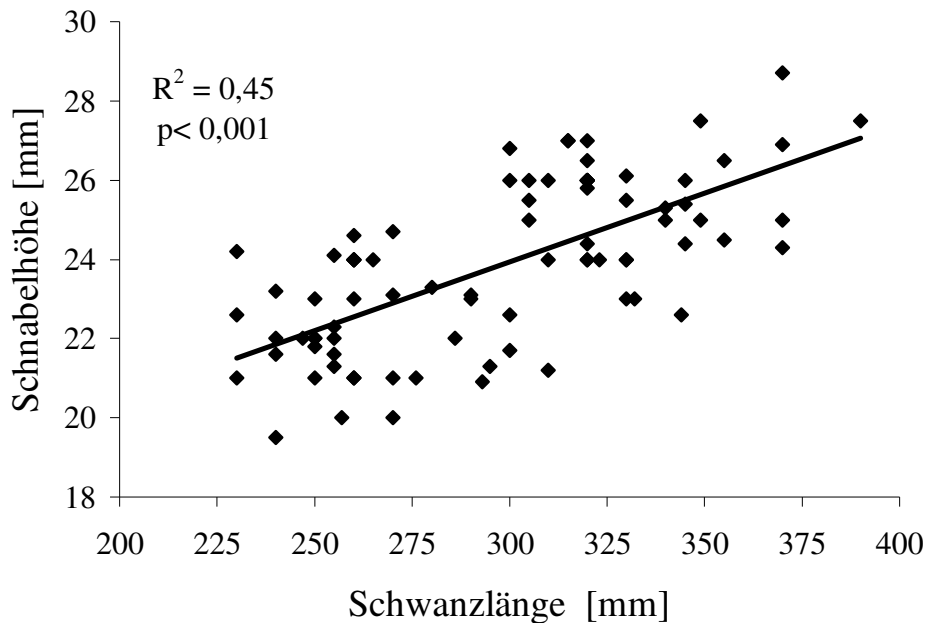


Abb. 8: Beziehung zwischen Schnabelhöhe und Schwanzlänge bei Auerhähnen ($n = 72$) ist hochsignifikant (Korrelation nach Spearman, $P < 0,001$)

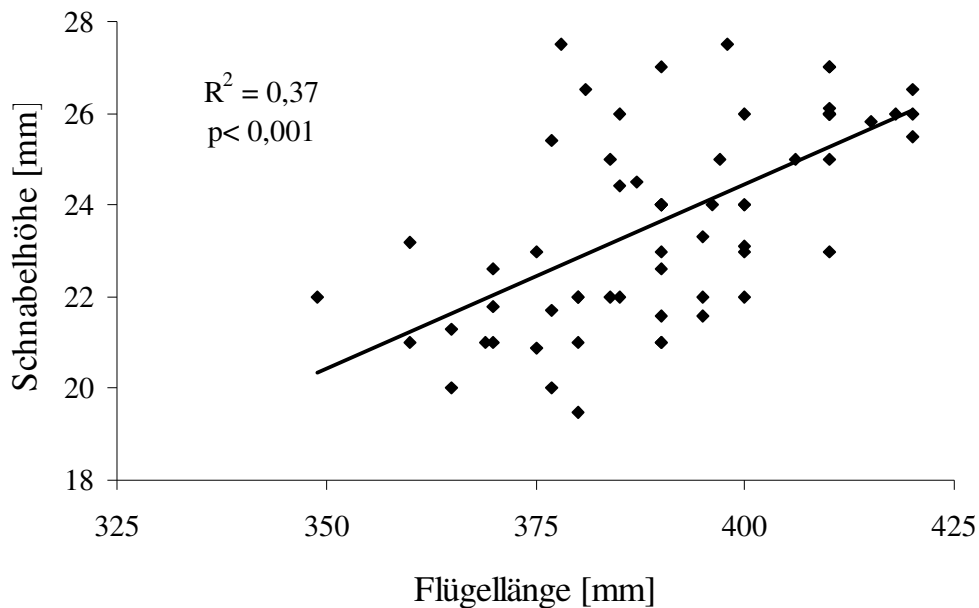


Abb. 4: Beziehung zwischen Schnabelhöhe und Flügelänge bei Auerhähnen (n = 64) ist hochsignifikant (Korrelation nach Spearman, $P < 0,001$)

7.1.2. Körpermasse der Auerhühner bei der Ankunft in Thüringen

Nach der Ankunft wurden die Vögel vermessen, gewogen und z. T. besendert. Die Ermittlung der Körpermasse war besonders wichtig, um die Vitalität und den Gesamtzustand der Vögel beurteilen zu können. Insgesamt konnten von 89 Männchen und 85 Weibchen morphologische Daten erhoben werden. Die Massen der Männchen und der Weibchen müssen aufgrund des ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus getrennt betrachtet werden. Um die große Variation der Gewichte sowohl bei Männchen (1900 - 4100 g) als auch bei Weibchen (1000 – 2100 g) anschaulich darstellen zu können, wurden Masse-Gruppen gebildet (Abb. 6 u. 7). Die Körpermasse von Auerhähnen ist altersabhängig. Es konnten zwei Altersgruppen ermittelt werden. Der Massen-Unterschied zwischen den beiden Altersgruppen ist hochsignifikant (U-Test; $p < 0,001$). Die Jungen Männchen (bis anderthalb Jahre) hatten eine mittlere Masse von 2996 g. Die mittlere Masse der über zweieinhalbjährigen Männchen betrug 3633 g und liegt damit mehr als 600 g über der der Jungen Männchen (Abb. 5).

Bei den Weibchen konnten keine Altersgruppen gebildet werden, da bei ihnen eine Altersbestimmung nicht möglich ist. Die mittlere Masse der Weibchen (n = 85) betrug 1604 g.

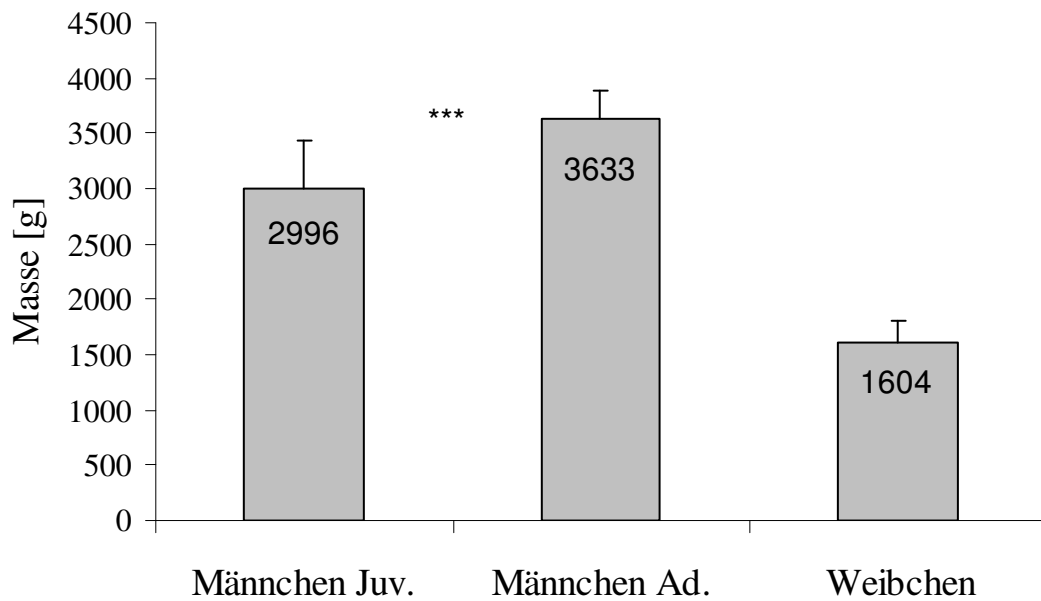


Abb. 5: Vergleich der Mittelwerte der Körpermassen für junge Männchen (Juv., n = 57) und alte Männchen (Ad., n = 32; $p < 0,001$) und mittlere Masse für alle Weibchen (n = 85)

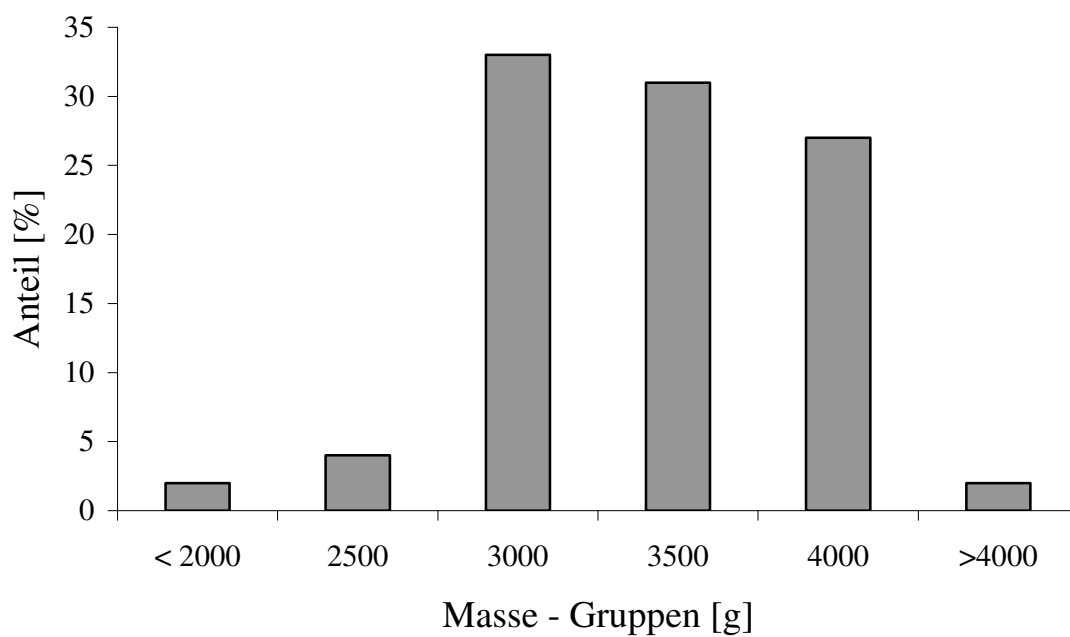


Abb 6: Prozentuale Verteilung der Masse-Gruppen für männliche Auerhühner (n = 89)

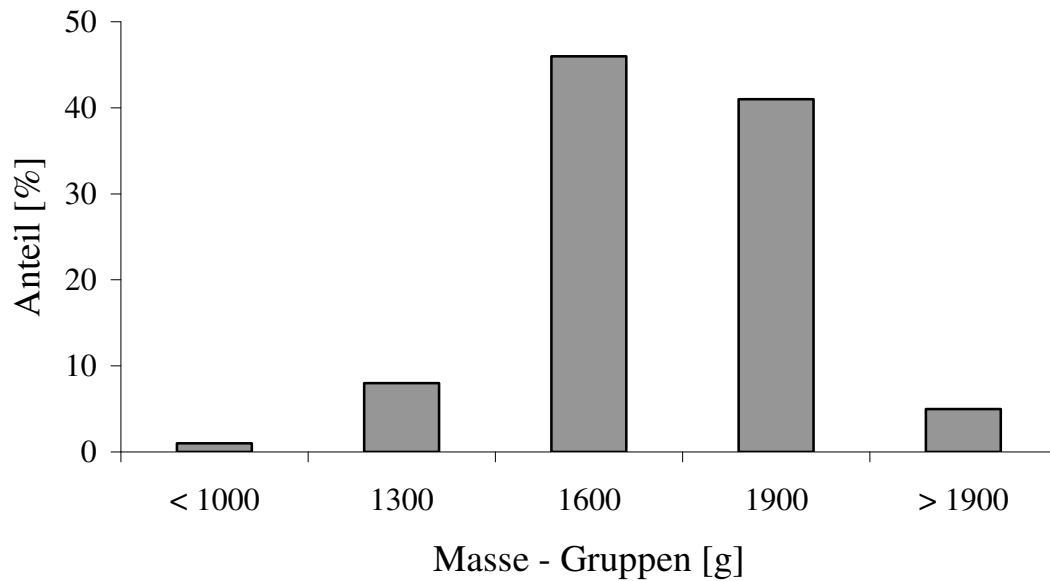


Abb. 7: Prozentuale Verteilung der Masse-Gruppen für weibliche Auerhühner (n = 85)

7.1.3. Geschlechterverhältnis der Gründerpopulation und die Entwicklung

Die Planvorgabe an die russischen Fänger war, ein Geschlechterverhältnis von 1 : 1 zu liefern. Das entspricht ungefähr dem natürlichen Verhältnis, das 1 : 1,2 beträgt (1 Männchen auf 1,2 Weibchen). In den ersten beiden Jahren des Auswilderungsprojektes war diese Vorgabe stark zu Ungunsten der Weibchen verschoben. Das änderte sich in den folgenden drei Jahren, so dass letztlich das Geschlechterverhältnis von 145 freigesetzten Vögeln 1,2 : 1 betrug (Abb. 8). Von 1999 bis 2003 wurden insgesamt 78 Männchen und 67 Weibchen an sechs verschiedenen Orten des Schiefergebirges ausgewildert.

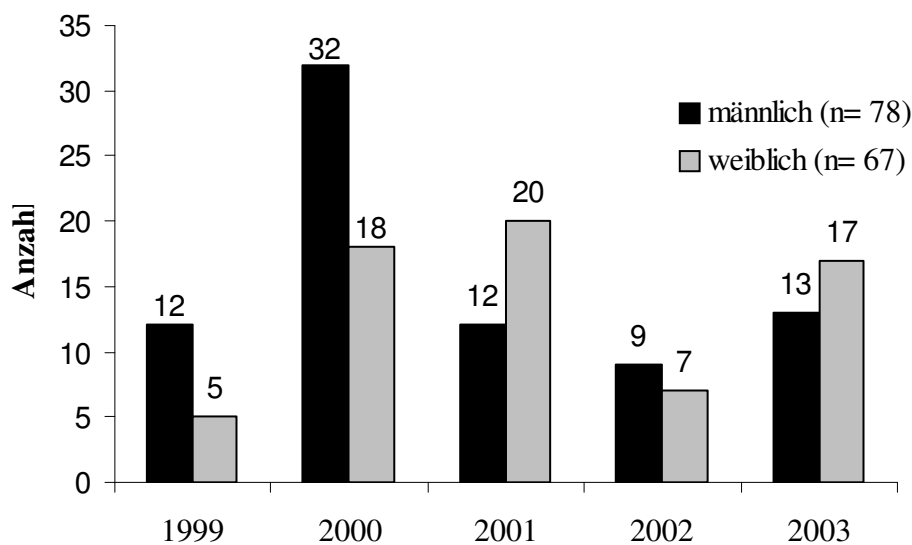


Abb. 8: Anzahl der in den Projektjahren 1999 - 2003 ausgewilderten Auerhühner nach Geschlechtern getrennt

7.2. Parasitenbefall der Vögel bei der Ankunft in Thüringen

Es ist bekannt, dass bei der Haltung von Geflügel auf engem Raum die Gefahr von Parasitenbefall recht hoch ist. Die Auerhühner waren hauptsächlich mit Kokzidien und Capillarien infiziert, während nur 8 % aller Vögel einen Befall mit *Ascaridia*-Arten aufwiesen. Im Folgenden soll der Befall mit Kokzidien und Capillarien und deren mögliche Auswirkung auf den Gesundheitszustand der Vögel näher untersucht werden.

Zwischen 1999 und 2003 wurden insgesamt 132 Kotproben von Auerhühnern auf Parasitenbefall untersucht. Nur 21 Vögel (16 %) waren frei von Parasiten. Am häufigsten wurden Kokzidien festgestellt. Nur 27 % (n = 36) aller Vögel wiesen keinen Kokzidienbefall auf, weitere 33 % (n = 44) zeigten einen schwachen Befall, und jeweils 20 % (n = 27) waren mittel- bzw. hochgradig mit Kokzidien infiziert (Abb. 9). Bei den Ascariden (Spulwürmern) war das Verhältnis des Befalls umgekehrt. Die Hälfte aller Auerhühner (n = 66) war mit diesem Parasiten nicht infiziert, 33 % (n = 43) wiesen einen schwachen, 12 % (n = 16) einen mittelgradigen und nur 5 % (n = 7) einen starken Befall durch Spulwürmer auf.

Es wurde erwartet, dass sich starker Befall durch Kokzidien oder Capillarien im Gewicht der Vögel widerspiegeln würde. Der statistische Vergleich der Gewichte von nicht oder schwach infizierten Individuen mit den mittel- und hochgradig befallenen erbrachte jedoch keinen Unterschied. Es konnte kein Zusammenhang zwischen Parasitenbefall und Körpergewicht nachgewiesen werden (Korrelation nach Spearman). Die Geschlechter wurden auf Grund des aus-

geprägten Geschlechterdimorphismus getrennt betrachtet. Auch bei einem Vergleich des Parasitenbefalls untergewichtiger Vögel (37 %, n = 49) mit dem Befall normalgewichtiger Vögeln (63 %, n = 83) wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt.

Es wurde geprüft, ob es einen Zusammenhang zwischen dem Parasitenbefall und dem Überleben der Vögel gibt. In diese Analyse wurden alle 33 Vögel einbezogen, für die eine Überlebensdauer bekannt wurde. Es konnte auch hier kein signifikanter Zusammenhang zwischen der Überlebensdauer und dem ursprünglichen Parasitenbefall durch Kokzidien und Capillarien festgestellt werden (Korrelation nach Spearman). Betrachtet man den Parasitenbefall bei Vögeln mit einer Überlebenszeit von < 100 Tagen und bei solchen mit > 100 Tagen, so zeigt sich ein nicht signifikanter Trend. Vögel mit einem geringeren Überleben sind sogar weniger stark befallen (Abb. 10). Im Jahr 2000 gab es eine Überprüfung von Kotproben besonderer Vögel, um festzustellen, wie sich der Befall nach der Freilassung verändert. Hahn Nr. 1, der mindestens sechs Jahre im Gelände nachgewiesen werden konnte, wies bei der Freilassung einen starken Kokzidienbefall auf. Die erste Probe von ihm wurde einen Monat nach seiner Freilassung analysiert und zeigte schon nach dieser kurzen Zeit keinen Befall mit Kokzidien und Capillarien mehr. Vier weitere Proben im ersten halben Jahr nach der Auswilderung waren ebenfalls alle negativ.

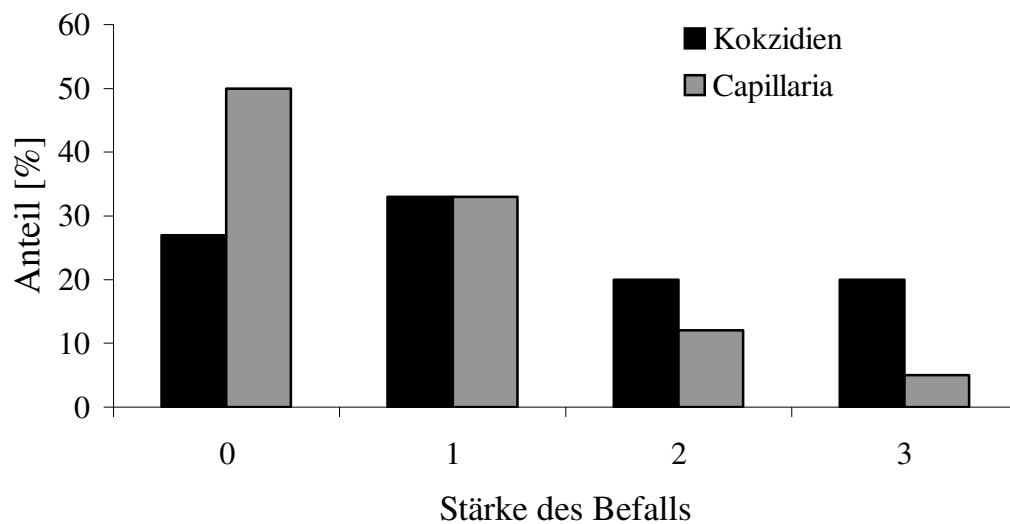


Abb. 9: Parasiten-Befallsstärken (0: ohne, 1: gering, 2: mittel, 3: stark) von Auerhühnern nach ihrer Ankunft aus Russland in Thüringen (1999 - 2003)

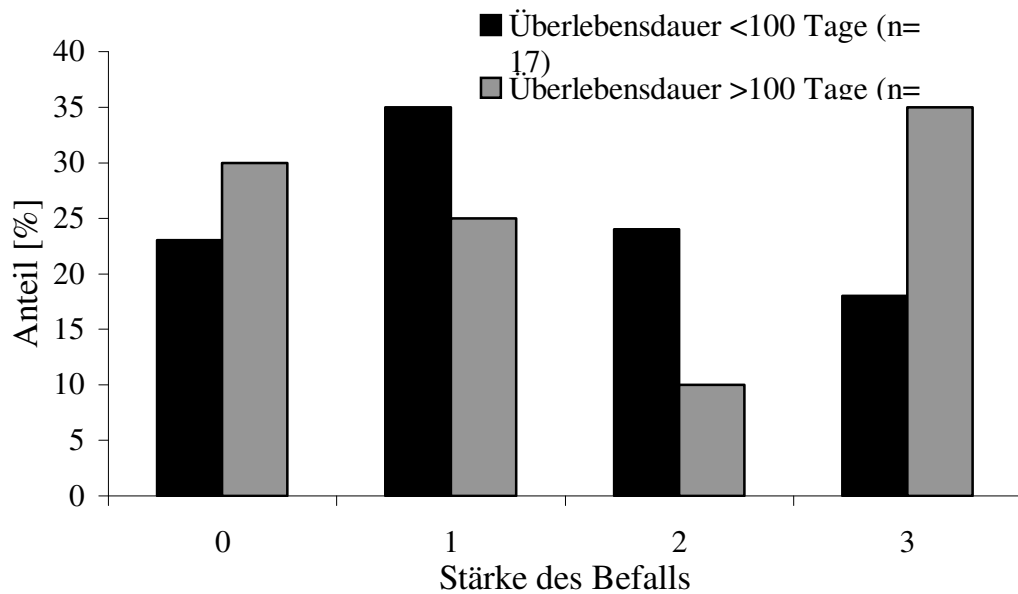


Abb. 10: Vergleich der Befallsstärke mit Kokzidien zwischen der Gruppe von Vögeln, die weniger als 100 Tage überlebten und der, die mehr als 100 Tage überlebten (0: ohne Befall, 1: geringer Befall, 2: mittlerer Befall, 3: starker Befall)

7.3. Raum- und Habitatnutzung

7.3.1. Dismigration im Auswilderungsgebiet

Nach der 14-tägigen Quarantäne in den Eingewöhnungsvoliere wurden die Auerhühner in die Wildbahn entlassen. Die Freilassungen erfolgten von 1999 - 2003 zwischen Ende Oktober und Ende Dezember. Die Mehrzahl der Telemetriedaten wurde im Winterhalbjahr (November-April) erhoben.

In den ersten ein bis zwei Wochen nach der Freilassung hielt sich die Mehrzahl der Vögel in der Nähe der Freilassungsorte auf. In dieser Zeit unternahmen sie nur kleinere Ausflüge bis zu einem Kilometer um die Quarantäne-Voliere. In der Folgezeit kristallisierten sich zwei Verhaltensgruppen mit unterschiedlichen Dispersionsstrategien heraus. Eine Gruppe etablierte schon in den ersten Wochen ganz in der Nähe des Freilassungsortes ein Winterwohngebiet, ohne größere Ausflüge zu unternehmen. Der Rest verließ dieses Gebiet. In den ersten zwei Monaten nach der Auswilderung verblieben 57 % der telemetrierten Männchen (n = 4; Abb. 11) und nur 22 % der telemetrierten Weibchen (n= 2; Abb. 12) im engeren Freilassungsgebiet. Abbildung 13 macht deutlich, dass die Weibchen schon in den ersten zwei Monaten nach der Freilassung den mobileren Teil der Population darstellen. Die Vögel, die das Auswilderungsgebiet verlassen hatten, etablierten nach einer mehrwöchigen Suchphase ein Winterwohngebiet, in welchem sie dann oft einen Monat oder länger blieben. Während dieser Zeit zeigten sie nur geringe Ortsveränderungen.

Mittels Telemetrie ($n = 4$), vereinzelt auch durch Ringfunde ($n = 2$), wurden Wanderungen mit Distanzen zwischen 8 und 16 km zum Freilassungsort belegt. Diese Wanderungen dienten offenbar der Erkundung des neuen Lebensraumes und der Wahl von Winterwohngebieten. Einige Vögel kehrten nach Erkundungsflügen immer wieder in die unmittelbare Nähe des Freilassungsortes zurück, obwohl sie sich bei diesen Ausflügen z. T. weit von den Auswilderungspunkten entfernten (A 2, Tab. 1). Größere Ausflüge wurden für beide Geschlechter nach der Freilassung und im Frühjahr während der Paarungszeit registriert.

Der Geschlechtervergleich bezüglich der maximalen Entfernung zum Freilassungsort erbrachte keinen signifikanten Unterschied. Die Mehrzahl der telemetrischen Ortungen erfolgten zwei bis drei Kilometer um die Freilassungsorte (Abb.14). Der Median der maximalen Entfernung zum Freilassungsort beträgt für alle telemetrierten Vögel 3157 m (Mittel: 4407 m, SD: 3842 m, $n = 16$). Entsprechend der unterschiedlichen Habitatauswahl kristallisierten sich Schwerpunktgebiete der Verbreitung heraus (Abb. 14; Gebiete 1 - 6).

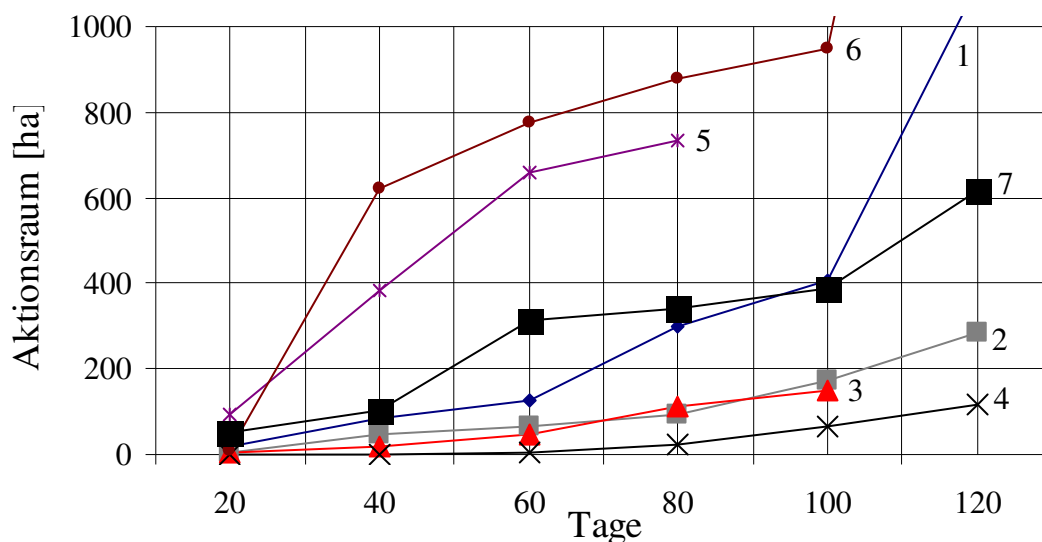


Abb. 11: Zunahme des Aktionsraumes [ha] von umgesiedelten männlichen Auerhühnern innerhalb der ersten 120 Tage. Die Zahlen an den Kurven sind die Nummern der einzelnen Vögel (A 2, Tab. 2). Die Nummern 1, 2, 3 und 4 kennzeichnen die Gruppe der Männchen, die in den ersten zwei Monaten nach der Freilassung im engeren Auswilderungsgebiet verblieb.

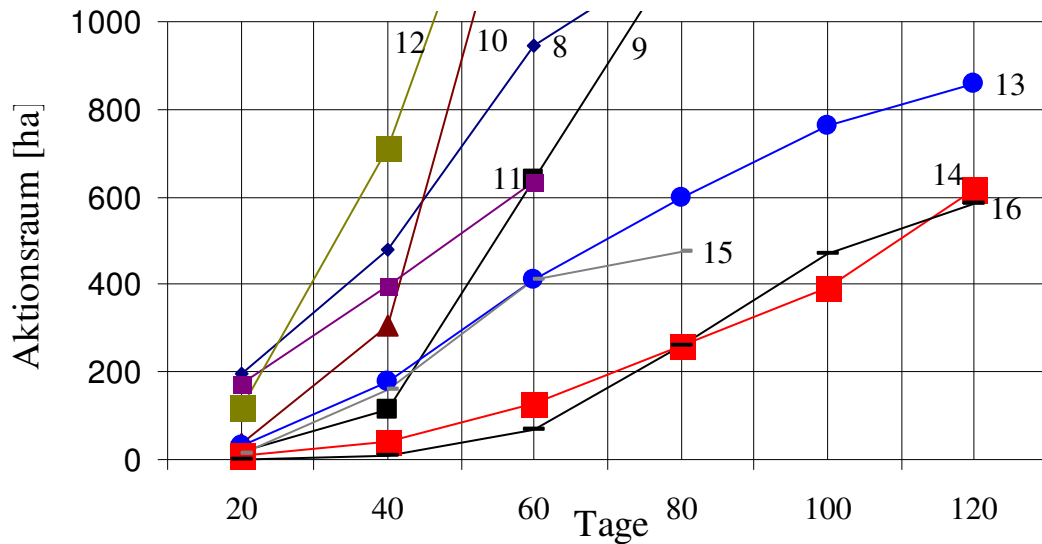


Abb. 12: Zuwachs der Aktionsraumgröße [ha] der umgesiedelten weiblichen Auerhühner innerhalb der ersten 120 Tage. Die Zahlen an den Kurven bezeichnen die Nummern der einzelnen Vögel (A 2, Tab. 1). Die Nummern 14 und 16 kennzeichnen die Gruppe der Weibchen, die in den ersten zwei Monaten nach der Freilassung im engeren Auswilderungsgebiet verblieb.

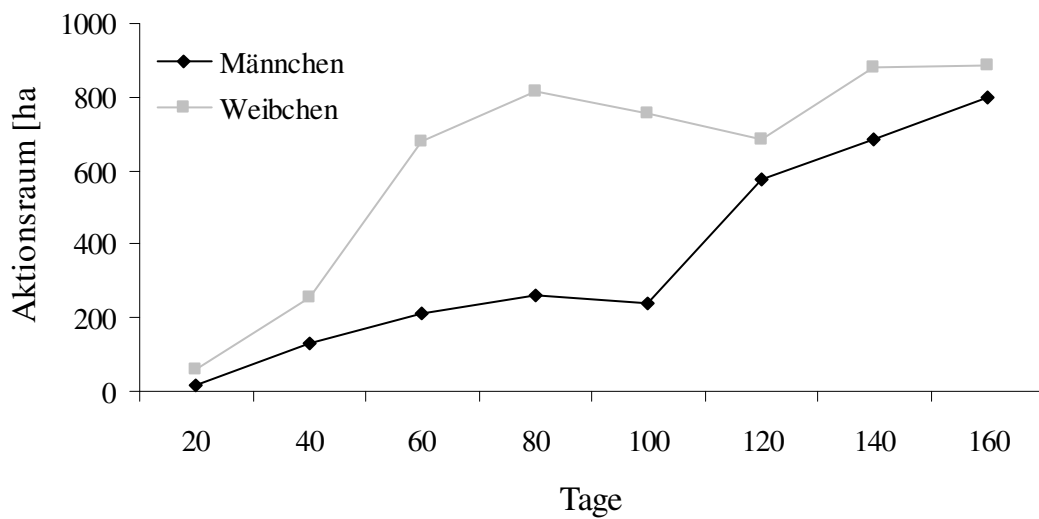


Abb. 13: Mittlerer Aktionsraumzuwachs von Männchen und Weibchen in den ersten 160 Tagen

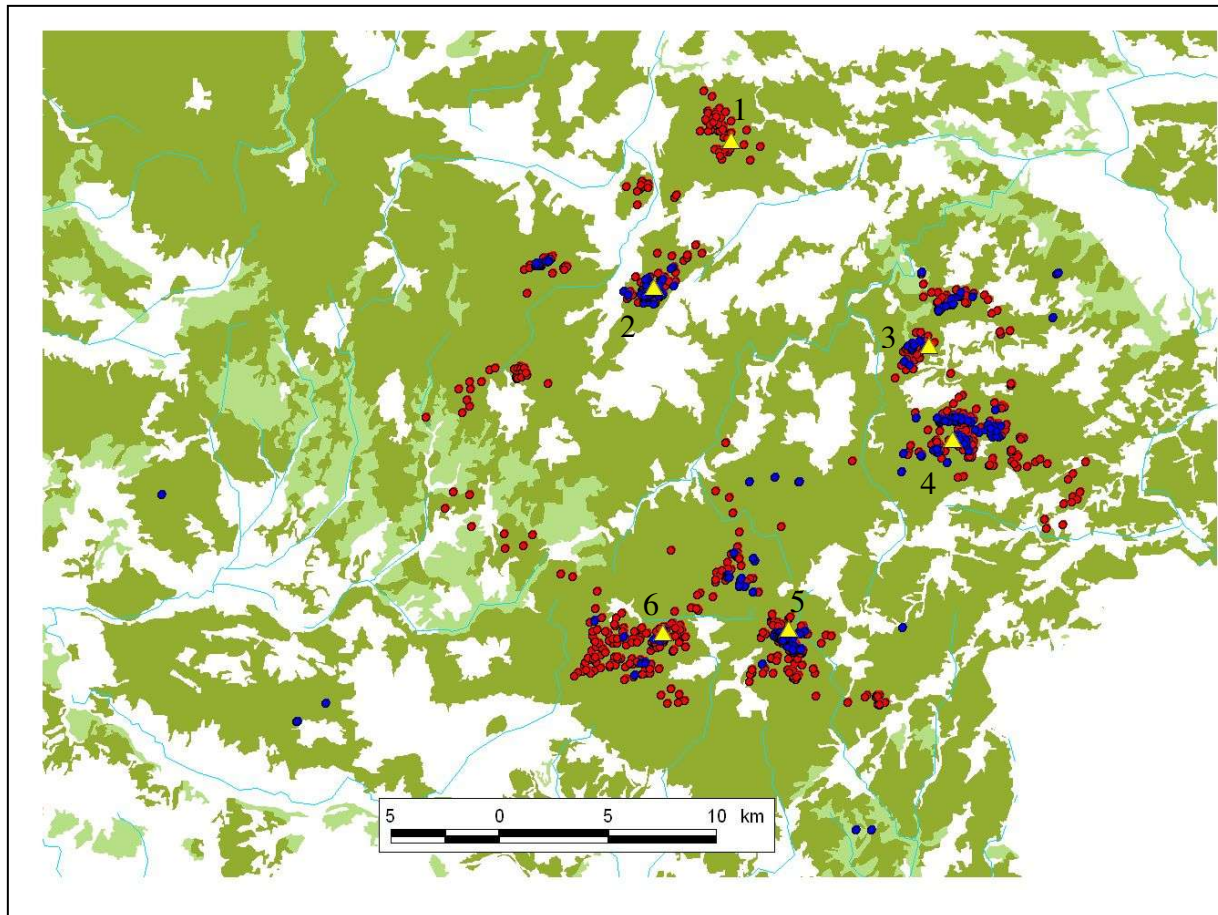


Abb. 14: Karte des Untersuchungsgebietes mit allen durch Telemetrie ermittelten Nachweispunkten (rot; n= 941) und den zufälligen Nachweisen (Sichtbeobachtungen und indirekte Nachweise) (blau; n= 320). Die Pfeile mit den Zahlen markieren die Auswilderungsorte (gelbe Dreiecke), die gleichzeitig auch die Vorkommenszentren darstellen (Ellipsen). grün: Nadelwald; hellgrün: Laubwald; weiß: Grünland/Siedlung. 1: Paulinzellaer Buntsandsteinland; 2: Langer Berg; 3: Quittelsberg; 4: Kirchberg; 5: Eisenberg; 6: Rambachsberg

7.3.2. Aktionsraumgrößen von Männchen und Weibchen

Die Aktionsräume der Vögel variierten nach ihrer Freilassung beträchtlich (Tab. 1). Drei Vögel wiesen auf Grund großer Erkundungsflüge im neuen Lebensraum überdurchschnittlich große Flächen auf, die auch Siedlungen und landwirtschaftliche Nutzflächen einschließen. Diese wurden von den Vögeln durch- oder umwandert. Solche großen Aktionsräume wurden für Männchen Nr. 1 (100 % MCP = 8123 ha), Weibchen Nr. 15 (100 % MCP = 11902 ha) und Weibchen Nr. 16 (100 % MCP = 9630 ha) registriert. Diese Vögel etablierten räumlich und zeitlich getrennte Einzelwohngebiete innerhalb eines großen Gesamtkaktionsraumes (100 % MCP). Für die Berechnungen in Tabelle 1 wurden von den Vögeln Nr. 1, 15 u. 16 nur die Flächengrößen der Einzelwohngebiete verwendet.

Tab. 1: Aktionsraumgrößen (100 % MCP) und maximale Entfernungen zum Freilassungsort für alle Vögel (n = 16), die mindestens 60 Tage überlebten und 30 unabhängige Lokalisationen aufwiesen

<u>Männchen</u>						<u>Weibchen</u>				
	Aktions- raum	Mittel	Median	SD	N	Aktions- raum	Mittel	Median	SD	N
Größe [ha]	70-3507	844	436	1132	7	473 - 2140	1008	857	528	9
Größte Entfer- nung zum Frei- lassungsort [km]	1,5-9,6	4,3	3,3	2,5	7	1,3 – 15,5	6,6	4,8	5,2	9

Der Median der Aktionsraumgröße (berechnet mit Kernel 95 %) beträgt für die Männchen 370 ha (Mittel: 676 ha, SD: 844 ha) und für die Weibchen 855 ha (Mittel: 1008 ha, SD: 857 ha). Der Unterschied zwischen den Geschlechtern ist signifikant (U-Test, $p < 0,05$; Abb. 15). Der Median der Kerngebietsgrößen (berechnet mit Kernel 50 %) beträgt für Weibchen 299 ha (Mittel: 377 ha, SD: 165 ha) und für Männchen 119 ha (Mittel: 198 ha, SD: 206 ha). Auch dieser Unterschied ist signifikant (U-Test, $p < 0,05$). Die umgesiedelten Vögel zeigten zum Teil eine hohe Mobilität bei der Erkundung des neuen Lebensraumes.

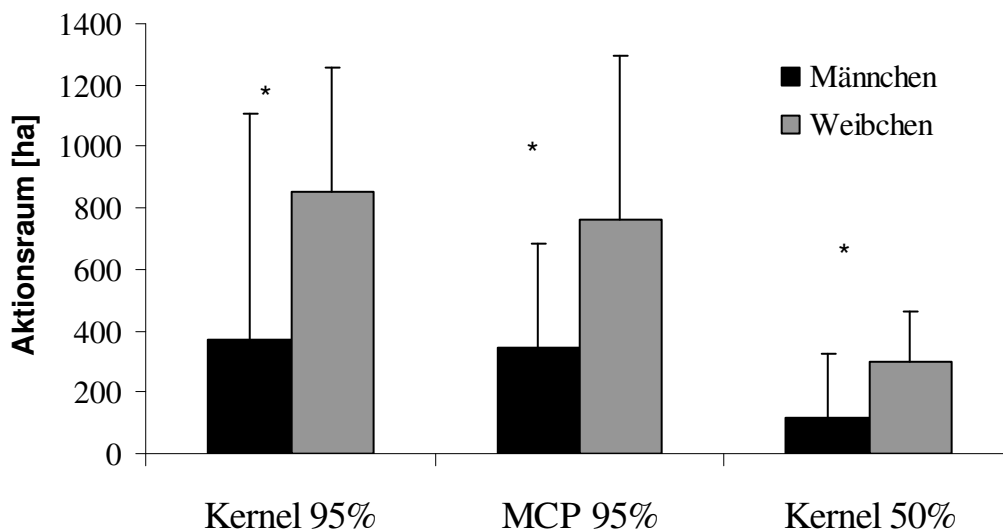


Abb. 15: Die Mediane der Aktionsraumgrößen von Männchen und Weibchen mit verschiedenen Berechnungsmethoden ermittelt (MCP: Minimal-Convex-Polygon)

Die wichtigsten Ergebnisse der Telemetrie sind für die einzelnen Vögel in Tabelle 2 (A 2) zusammengefasst. Im Folgenden soll das Raumnutzungsverhalten von zwei Männchen und zwei Weibchen, die besonders interessante Daten lieferten, näher erläutert werden.

Männchen Nr. 1 wurde mit einer Unterbrechung von einem halben Jahr zwei Jahre lang telemetriert (27.12.1999 bis 26.08.2001 und 28.02.2002 bis 09.07.2002). In dieser Zeit nutzte es fünf räumlich und zeitlich getrennte Wohngebiete (A 3, Abb. 1). Auf Grund der Peilpause von einem halben Jahr (Sept. 2001 bis Feb. 2002) wurden die Peilungen, die zwischen Ende Februar und Anfang Juli 2002 registriert wurden, einzeln ausgewertet. In diesem Zeitraum hielt sich das Männchen wieder im Gebiet 1.1 auf. Es hatte somit in einem Gebiet zwei sich räumlich stark überlappende, aber zeitlich getrennte Wohngebiete etabliert (WG 1.1 und 1.5, A 3, Abb. 1). Männchen Nr. 1 wurde als jüngerer Vogel (nach der Schnabelhöhe bis anderthalb Jahre alt) am 27.12.1999 am Langen Berg (WG 1.1) freigelassen (A 3, Abb. 2). Seinen ersten Ausflug unternahm es bereits 12 Tage nach der Auswilderung in ein ca. drei Kilometer entferntes Bruchwaldgebiet mit Kiefern, Erlen, Birken und Fichten in das Vorland des Mittelgebirges. Hier etablierte er sein erstes Winterwohngebiet von 70 ha Größe (WG 1.2, A 3, Abb. 3). Männchen Nr. 1 war bis Anfang März in diesem Gebiet zu orten. Am 07.03.2000 kehrte es an den Freilassungsort (WG 1.1) zurück (3,8 km), wo es sich bis zum 20.03.2000 aufhielt. Danach unternahm es eine weitere viertägige Exkursion in das WG 1.2 und wurde am 28.03.2000 wieder im WG 1.1 lokalisiert (4,5 km). Die aktivsten Erkundungsflüge mit den größten Distanzen wurden im Laufe des April während der Balzzeit registriert.

Am 26.04.2000 suchte das Männchen erstmalig das ca. 6 Kilometer nördlich gelegene Waldgebiet (Paulinzellaer Buntsandsteinland) im Mittelgebirgsvorland auf (WG 1.3, A 3, Abb. 1). Nach 14 Tagen kehrte es in das WG 1.1 (6,2 km) zurück, wo es bis zum 07.06.2000 geortet wurde. Danach wanderte es wieder in das WG 1.3, wo es über sieben Monate (bis 29.01.2001) erfasst werden konnte.

Von diesem Zeitpunkt an begannen wie im Vorjahr Flüge zwischen WG 1.1 und WG 1.3. Von Anfang Februar bis Ende April 2001 flog Männchen Nr. 1 insgesamt sieben Mal zwischen den beiden Gebieten hin und her. Dabei hielt es sich jeweils nicht länger als 14 Tage in einem der Gebiete auf. Zwischen Ende April und Mitte Mai war es im WG 1.1 anzutreffen und wurde am 16.05.2001 erstmals im WG 1.4 geortet. Dieses Gebiet befindet sich ca. 5 Kilometer NW von WG 1.1 auf einem Höhenzug, wo das Männchen ein Mausergebiet etablierte. In diesem Gebiet blieb es über drei Monate. Das Kerngebiet während der Mauser war 42 ha groß, wobei der Vogel sich mehrere Wochen in einem nur wenige Hektar (< 10 ha) umfassenden Waldstück aufhielt (WG 1.4, A 3, Abb. 1). In diesem Kerngebiet wurde es bis Ende Juli 2001 registriert. Ab diesem Zeitpunkt unternahm das Männchen wieder kleinere Exkursionen auf die ein bis zwei Kilometer entfernten umliegenden Bergkuppen, kehrte aber immer wieder in das WG 1.4 zurück, wo es Ende August 2001 das letzte Mal registriert wurde. Die

Leistung des Senders hatte zu diesem Zeitpunkt schon stark nachgelassen, so dass von Männchen Nr. 1 zwischen Ende August 2001 und Ende Februar 2002 keine Daten erhoben werden konnten. Erst am 28.02.02 wurde sein Signal im WG 1.5 wieder geortet. Von Ende Februar bis Anfang Juli 2002 wurde das Männchen erneut telemetriert. In dieser Zeit hielt es sich (bis auf zwei größere Exkursionen in das WG 1.3) meist in der Nähe des Freilassungsortes (WG 1.5) auf. Die Exkursionen wurden Ende April und Ende Mai 2002 registriert und dauerten jeweils nur wenige Tage. Am 29.05.2002 konnte Männchen Nr. 1 Vormittags (ca. 10:00 Uhr) noch im WG 1.3 geortet werden und am Nachmittag (ca. 15:00 Uhr) war es wieder im WG 1.5 eingetroffen (7,2 km). Bis zum endgültigen Ausfall des Senders am 09.07.2002 wurde es nur noch im WG 1.5 registriert. Durch die genetische Analyse von Mauserfedern konnte das Männchen Nr. 1 noch sicher bis 2004 im WG 1.5 bestätigt werden. Mit hoher Wahrscheinlichkeit lebte es noch bis zum Winter 2006/2007 im Gebiet.

Männchen Nr. 4 wurde am 22.11.2001 im Auswilderungsgebiet 3 (Abb. 14) als mindestens dreijähriger Vogel freigelassen und nachfolgend 174 Tage lang telemetriert. Nach der Freilassung hielt es sich über drei Monate (22.11.2001 bis 05.03.2002) im unmittelbaren Auswilderungsgebiet auf (A 3, Abb. 4). In dieser Zeit nutzte es eine Fläche von nur 86 ha. Ab Anfang März unternahm Männchen Nr. 4 immer wieder Exkursionen, die es bis zu sieben Kilometer vom Auswilderungsgebiet wegführten. Von den Exkursionen, die bis zu 14 Tagen dauerten, kehrte es immer wieder in das Kerngebiet zurück. Zwischen 20.04.2002 und 15.05.2002 hielt sich Männchen Nr. 4 ausschließlich in seinem Kerngebiet auf, wo es am 16.05.2002 vom Fuchs gerissen wurde. Die Peilpunkte während dieses Zeitraumes konzentrierten sich in und um ein Kiefern/Fichten Altholz von nur 0,4 ha Größe, das schon von den autochthonen Auerhähnen als traditioneller Balzplatz genutzt wurde. Seit 2003 wird dieser traditionelle Balzplatz von maximal drei russischen Vögeln als solcher wieder genutzt (siehe Kap. 7.4.3.).

Die Weibchen 15 und 16 (A 3, Abb. 15 u. 16) wurden jeweils 157 Tage lang telemetriert. Von ihnen konnte das Raumnutzungsverhalten im Winter und Frühjahr (Balzzeit) erfasst werden. Beide Vögel wurden am 29.11.2002 an unterschiedlichen Orten im Südteil des Schiefergebirges freigelassen-Weibchen Nr. 15 im Auswilderungsgebiet Nr. 6 und Weibchen Nr. 16 im Auswilderungsgebiet Nr. 5 (Abb. 14).

Weibchen Nr. 15 hielt sich vier Tage lang in unmittelbarer Nähe der Eingewöhnungsvoliere auf und wanderte etappenweise in das 3,5 km entfernte WG 15.1 (A 3, Abb. 15). In diesem blieb es einen Monat. Am 05.01.2003 begann das Weibchen zu wandern (A 3, Abb. 15, gelbe Linie) und erreichte am 17.01.2003 das über 15 km entfernte Winterwohngebiet (A 3, Abb. 15; WG 15.2), wo es sich bis Ende März aufhielt. Zwischen 27.03.2003 und 02.04.2003 wan-

derte es über eine andere Strecke (A 3, Abb. 15, rote Linie) zurück in das WG 15.1, wo es bis zum 09.05.2003 geortet werden konnte. Danach brach, vermutlich wegen Ausfall des Senders, der Kontakt zu diesem Weibchen ab.

Weibchen Nr. 16 blieb bis Mitte Dezember 2002 in der Umgebung der Eingewöhnungsvoliere (Auswilderungsgebiet Nr. 5, Abb. 14). Am 16.12.2002 setzten forstliche Arbeiten in unmittelbarer Nähe ein, woraufhin dieses Weibchen auf einen 2 km entfernten Nachbarberg abwanderte. In diesem Gebiet hielt es sich bis Mitte Januar 2003 auf. Das Weibchen etablierte hier noch kein festes Winterwohngebiet, denn es kehrte am 25.01.2003 in die unmittelbare Nähe der Eingewöhnungsvoliere zurück und besetzte hier bis Ende März 2003 ein Winterwohngebiet (WG 16.1, A 3, Abb. 16). In diesem Zeitraum hielt es sich größtenteils in einer Forstabteilung (8 - 10 ha) auf und zeigte kaum eine räumliche Veränderung.

Am 22.03.2003 begann dieses Weibchen seine Wanderung (A 3, Abb. 16, gelbe Linie) und erreichte nach 14 Tagen das 16 km entfernte WG 16.2, das gleichzeitig im Auswilderungsgebiet Nr. 4 gelegen ist (Abb. 14). Dieses Gebiet wurde von dem Weibchen recht aktiv abgesucht. Am 23.04.2003 und 27.04.2003 konnte es am dortigen Balzplatz geortet werden. Das Weibchen wurde noch bis zum 09.05.2003 im Gebiet nachgewiesen, danach brach der Kontakt zu diesem Weibchen ebenfalls wegen Senderausfalls ab. Bei einer Kontrolle des Auswilderungsgebietes Nr. 5 im Juli 2006 wurde die frische Rupfung von Weibchen Nr. 16 mit dem Sender gefunden. Das ist der Beleg, dass auch dieses Weibchen an seinen Auswilderungsort zurückkehrte und ein hohes Alter erreichte.

Die weiteren Kartendarstellungen von telemetrierten Auerhühnern, die hier nicht näher erläutert sind, aber in die Auswertungen mit eingingen, sind im Anhang 3, Abbildungen 2, 3 und 5 - 14, zu finden. Die Daten aller in die Auswertung einbezogenen telemetrierten Vögel (n = 16) sind der Tabelle 2 (A 2) zu entnehmen.

7.3.3. Mortalitätsursachen und Überlebensdauer

7.3.3.1. Mortalitätsursachen

Von 1999 bis 2006 wurden im gesamten Thüringer Untersuchungsgebiet 35 Verluste (20 Männchen und 15 Weibchen) von russischen Wildfang-Auerhühnern registriert (Abb. 16). Prädation durch Fuchs/Marder und Habicht war die häufigste Todesursache. 75 % der Männchenverluste (n = 15) und 60 % der Weibchenverluste (n = 9) waren Risse, die dem Fuchs/Marder zugeordnet werden konnten. Weitere 15 % der Männchen (n = 3) und 33 % der Weibchen (n = 5) wurden vom Habicht geschlagen.

Im Verlauf der Untersuchung wurden drei Verluste von Auerhühnern (1 Männchen, 2 Weibchen) durch Anflüge an Drahtzäune registriert. Der Vergleich der Todesursachen von Wildfängen ($n = 35$) und ausgewilderten gezüchteten Auerhühnern ($n = 29$) zeigt in Thüringen große Übereinstimmung (Abb. 16). Insgesamt wurden während der Untersuchungen von Scherf (1996) und Schwimmer & Klaus (2000) an gezüchteten Auerhühnern 29 Verluste registriert (14 Männchen, 15 Weibchen). Füchse bzw. Marder rissen 79 % ($n = 11$) Männchen und 53 % ($n = 8$) Weibchen. Durch den Habicht kamen 14 % der Männchen ($n = 2$) und 29 % der Weibchen ($n = 4$) ums Leben. Ein Weibchen (5 %) kollidierte mit einem Fahrzeug, und die restlichen drei Fälle blieben ungeklärt (Abb. 16).

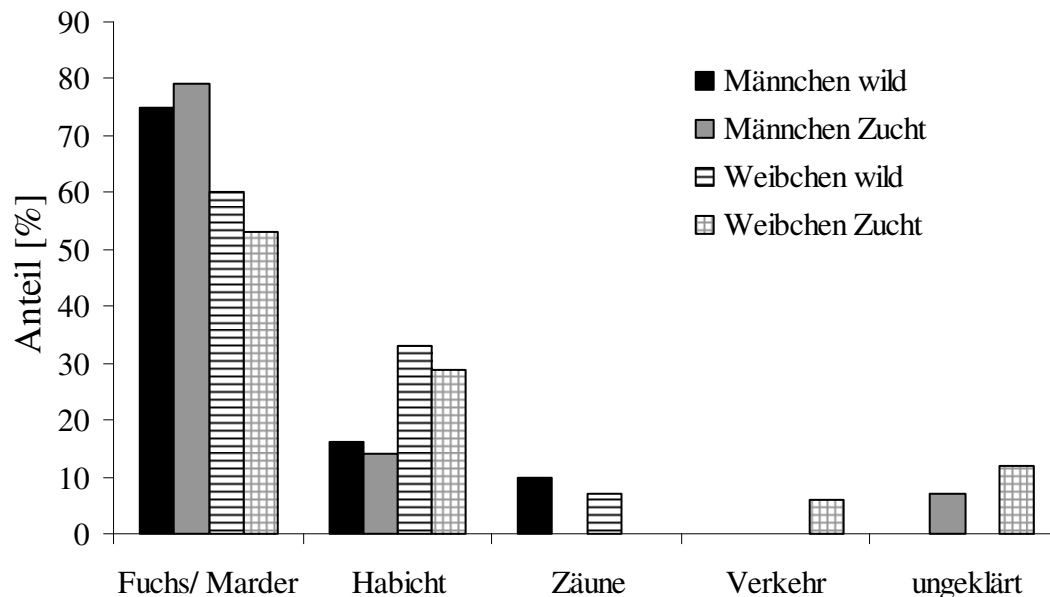


Abb. 16: Vergleich der Verlustursachen von ausgewilderten Wildfang-Auerhühnern ($n = 35$) mit ausgewilderten Zuchtvögeln ($n = 29$, Quellen: Scherf 1996, Schwimmer 1998) im Thüringer Schiefergebirge

7.3.3.2. Überlebensdauer

Für 33 Wildfang-Auerhühner konnte die Überlebensdauer ermittelt werden. Die durchschnittliche Überlebensdauer aller auswertbaren besenderten Wildfang-Auerhühner ($n = 25$) und von Ringfunden ($n = 8$) betrug 286 Tage (Median: 100 Tage) und liegt damit 12-mal höher als die der Auerhühner aus der Zuchtstation in Thüringen (Scherf 1996; Schwimmer & Klaus 2000; Abb. 18). Nur wenige der Zuchtvögel erreichten das 2. Lebensjahr (Schwimmer & Klaus 2000). Die Zuchtvögel überlebten im Mittel nur 25 Tage (Median: 17 Tage). Allerdings gab es seit 2005 eine Reihe von Vögeln aus der Zuchtstation, für die ein Überleben von ein bis

drei Jahren durch Farbringablesung belegt ist (siehe Kap. 8.2.2.1.) Ein Männchen wurde im Bereich der Meuraer Heide fast drei Jahre beobachtet.

Es gibt mindestens sieben Wildfangauerhühner, für die ein Überleben zwischen zwei und sechs Jahren durch Ringfunde belegt werden konnte. Ein russischer Hahn wurde bis Anfang 2006 über sechs Jahre nach seiner Auswilderung nachgewiesen. Die Verteilung der ermittelten Überlebensdauern auf die Geschlechter war ausgewogen (19 Männchen und 14 Weibchen). Es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen den Geschlechtern bezüglich der Überlebensdauer, jedoch zeigten Männchen den Trend, länger zu leben (Tab. 2, Abb. 19).

Die Verluste nach der Freilassung waren am größten. So kam fast die Hälfte aller besenderten Vögel ($n = 16$), von denen eine Überlebensdauer bekannt ist, in den ersten 100 Tagen ums Leben. Der Anteil der Weibchen, die in diesem Zeitraum starben, betrug 61 %, der Anteil Männchen 39 % (Abb. 17). Hatten die Vögel nach einer ersten Suchphase ein Winterwohngebiet etabliert, so stiegen ihre Überlebenschancen.

In Abbildung 18 ist der Vergleich der Überlebensfunktionen für 33 Wildfang-Auerhühner und für Vögel aus der Zuchtstation ($n = 33$) dargestellt. Das kumulative Überleben der Wildfänge betrug nach 100 Tagen 0,5 (50 %), nach 227 Tagen 0,25 (25 %) und nach einem Jahr 0,2 (20 %). Der statistische Vergleich mit den ausgewilderten Vögeln aus der Zuchtstation ($n = 33$, Abb. 18) ergab einen hochsignifikanten Unterschied (U-Test, $p < 0,001$).

Tab. 2: Median und mittleres Überleben russischer Wildfang-Auerhühner in Thüringen im Vergleich mit den Vögeln aus der Zuchtstation (Scherf 1995, Schwimmer & Klaus 2000)

Überleben [Tage]					
Wildfänge	Minimum Maximum	Median	Mittel	SD	N
Männchen u. Weibchen	3-1884	100	286	457	33
<u>Männchen</u>	10-1884	107	374	535	17
<u>Weibchen</u>	3-1270	77	186	330	16
Vögel aus der Zuchtstation	Minimum Maximum	Median	Mittel	SD	N
Männchen u. Weibchen	3-130	17	25	25	33
<u>Männchen</u>	3-130	17	28	32	16
<u>Weibchen</u>	8-67	16	23	17	17

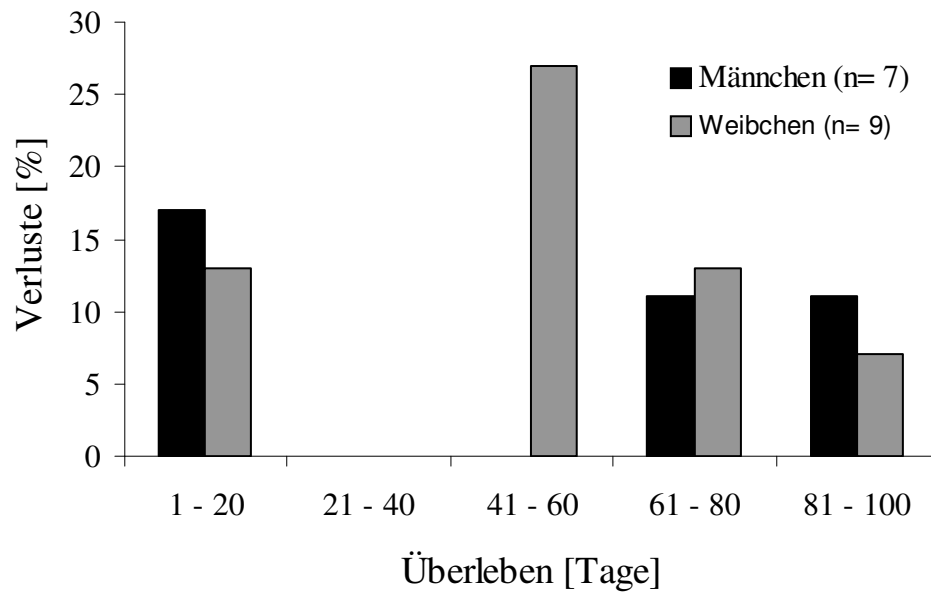


Abb. 17: Prozentuale Anteile von Männchen und Weibchen, die in der Eingewöhnungsphase (< 100 Tage) durch Prädation ums Leben kamen.

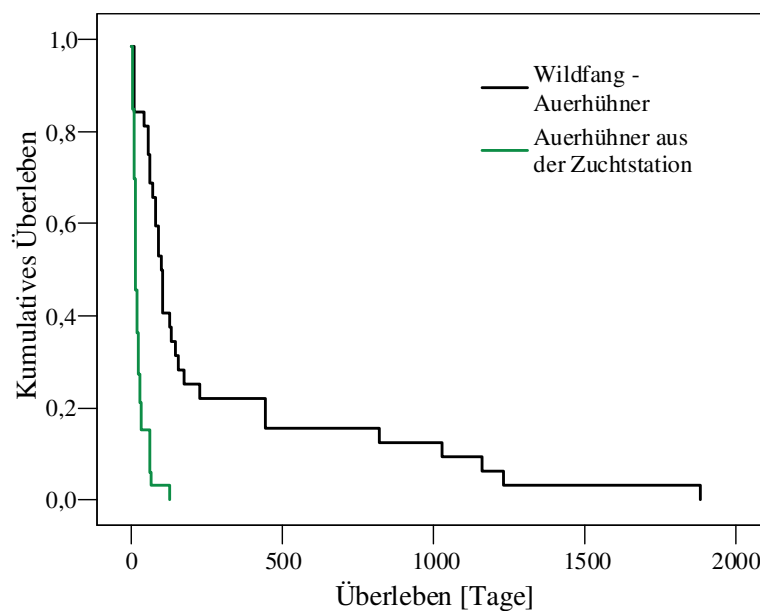


Abb. 18: Überlebensfunktion nach Kaplan & Meier (1958) für in Thüringen ausgewilderte Wildfang-Auerhühner (n = 33) und Vögel aus der Zuchtstation (n = 33)

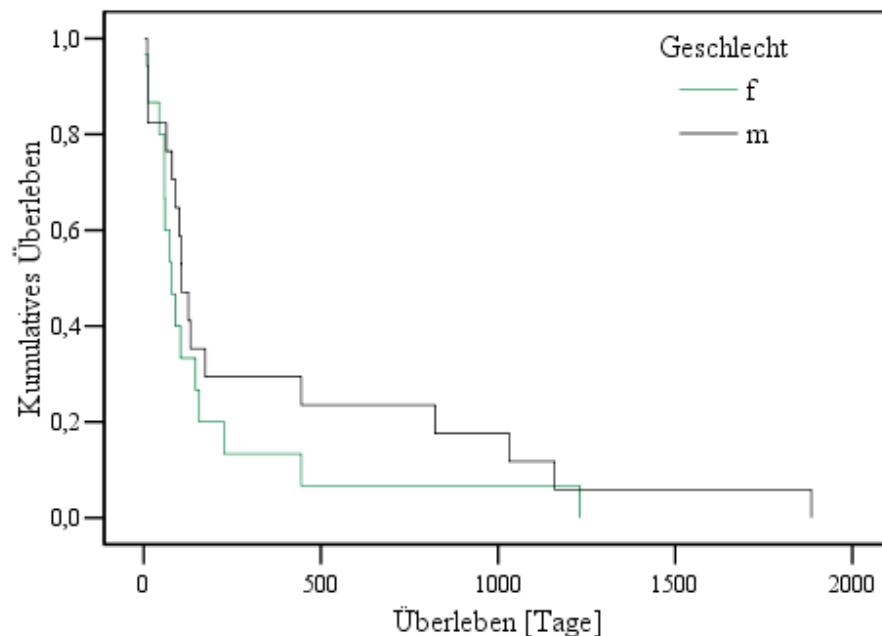


Abb. 19: Überlebensfunktion nach Kaplan und Meier für in Thüringen ausgewilderte Wildfang-Auerhühner (n = 33); f = Weibchen, m = Männchen

7.3.4. Zusammenhang von Gewicht mit Überlebensdauer, maximaler Entfernung vom Freilassungsort, mittlerer Entfernung zwischen den Orten und der Aktionsraumgröße

Auf Grund des ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus bei Auerhühnern erfolgte die Prüfung der Zusammenhänge des Gewichts mit den telemetrischen Daten nach Geschlechtern getrennt. In die Analyse des Zusammenhanges von Körpermasse und Überlebensdauer gingen 17 Männchen und 15 Weibchen ein, da in diesem Fall die datierten Ringfunde mit verwendet werden konnten. Es gab für beide Geschlechter keinen signifikanten Zusammenhang zwischen der Körpermasse nach der Freilassung und der Überlebensdauer.

Für die weitere Auswertung der Zusammenhänge zwischen der Körpermasse nach der Freilassung und der maximalen Entfernung vom Freilassungsort, der mittleren Entfernung zwischen den Orten und der Aktionsraumgröße waren die Telemetriedaten notwendig (Männchen: n = 7; Weibchen: n = 9). Es konnten für beide Geschlechter keine signifikanten Zusammenhänge festgestellt werden.

7.3.5. Zusammenhang des Alters der Männchen mit der Überlebensdauer

Es gab keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Alter der Männchen und der Überlebensdauer. Auf Grund des geringen Datenmaterials von nur 7 Männchen, deren Daten für die Auswertung des Zusammenhanges des Alters mit der maximalen Entfernung zum Freilassungsort, der mittleren Distanz zwischen den Peilungen und der Aktionsraumgröße geeignet wären, wurde auf eine Analyse verzichtet.

7.4. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen

7.4.1. Nachweise und Bestandsentwicklung zwischen 1999 und 2007

Mit Beginn des Projektes 1999 stieg der Bestand der Vögel erst einmal an, was hauptsächlich mit den jährlich (bis 2003) freigesetzten Vögeln zu erklären ist (Abb. 8). Gleichzeitig erweiterte sich die von Auerhühnern besiedelte Fläche von ca. 10.000 ha 1999 auf ca. 60.000 ha 2007 (Abb. 1). Es kristallisierten sich Schwerpunkte der Verbreitung heraus, die sich im Umkreis von ein bis zwei Kilometern um die Auswilderungsorte befanden (Abb. 14). Nach Beendigung der Auswilderung von Wildfang-Auerhühnern im Dezember 2003 war die weitere Bestandsentwicklung zu verfolgen.

Durch den Ausfall besonderer Weibchen konnten Reproduktionsnachweise nur durch eigene zufällige Funde und durch Meldungen aus den Forstämtern erbracht werden. Auf Grund der relativ geringen Zahl von gesicherten Reproduktionsnachweisen bestand zunächst Grund zu der Annahme, dass die Vermehrung der Vögel für die Bestandserhaltung nicht ausreiche. Diese Erwartung bestätigte sich nicht, denn die Erhebungen der vergangenen Jahre zeigten, dass das Bestandsniveau seit 2003 mit 22 bis 25 sicher nachgewiesenen Auerhühnern gleichbleibend ist (Abb. 20 u. 21). In die Bestandserfassung wurde ein Korrekturfaktor von 30 % eingeführt. Dieser entspricht der Zahl nicht erfasster Vögel. Hierbei wurde die mit Hilfe von DNA-Analysen erstellte Studie von Gugerli et al. (2008) aus den Schweizer Alpen zu Grunde gelegt. Dort wurden sogar Dunkelziffern von mehr als 60 % ermittelt. Auf Grund des intensiven Monitorings in den Untersuchungsjahren und der guten Kenntnis der Verbreitung der Auerhühner im Untersuchungsgebiet wird für das Thüringer Schiefergebirge eine Dunkelziffer von 30 % angenommen. Das entspricht sechs bis acht Auerhühnern pro Jahr, die nicht erfasst wurden. Diese sind in die Abbildungen 20 u. 21 mit einbezogen. Auf der Grundlage der seit 2000 durchgeführten Bestandserhebungen konnten die Verluste zwischen den Auswilderungen ermittelt werden. Die mittlere Verlustrate der Altvögel lag in diesem Zeitraum bei 42 %. Dieser Wert wurde der Abbildung 21 zugrunde gelegt, um darzustellen, wie sich der Bestand ohne Reproduktion zwischen 2005 und 2007 entwickelt hätte. Dabei zeigte sich, dass die Zahl der

Auerhühner bereits 2006 auf 10 Vögel abgesunken wäre. Da diese Abnahme nicht stattfand, ist davon auszugehen, dass es jährlich drei bis fünf erfolgreichen Bruten mit zwei bis drei überlebenden Jungvögeln gegeben hat. Das Geschlechterverhältnis, das in den ersten Projektjahren zugunsten der Männchen verschoben war, hat sich seit 2004 auf Werte zwischen 1 : 1 und 1 : 1,3 angeglichen (Abb. 20).

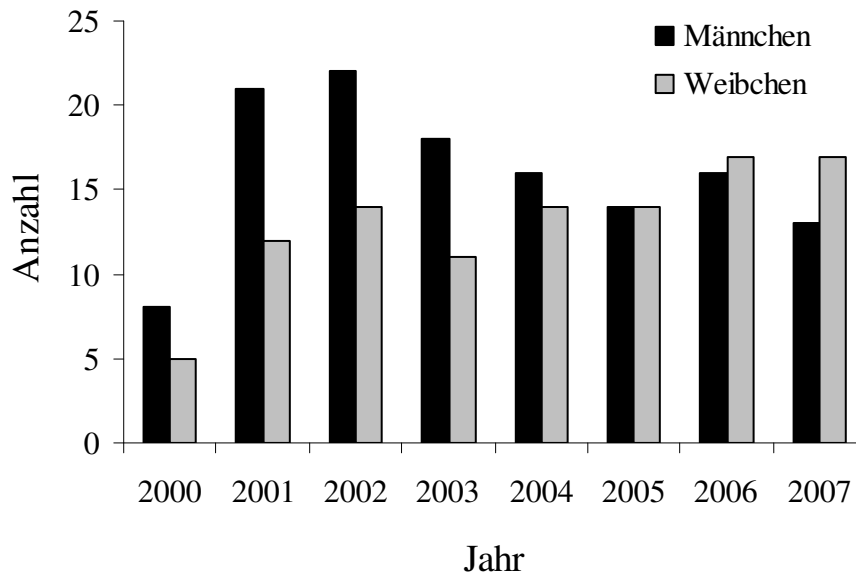


Abb. 20: Geschlechterverhältnis der russischen Wildfang-Auerhühner zwischen 2000 und 2007 (nach Monitoringergebnissen unter Einbeziehung des Korrekturfaktors von 30 %)

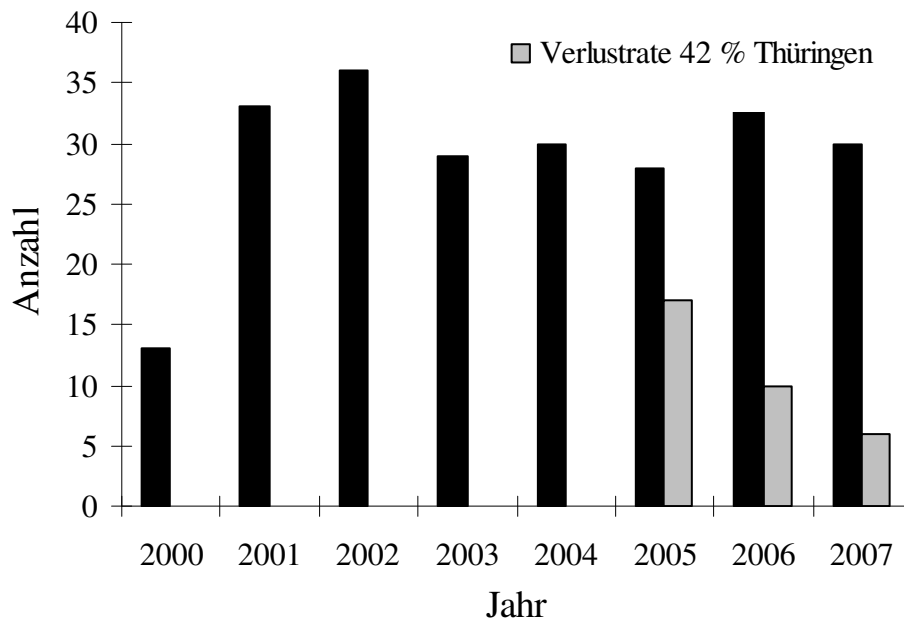


Abb. 21: Bestandsentwicklung russischer Wildfang-Auerhühner von 2000 - 2007 (schwarze Säulen) unter Einbeziehung des Korrekturfaktors von 30 %. Der Darstellung der Bestandsentwicklung ohne Reproduktion (graue Säulen), zwischen 2005 und 2007, wurde die ermittelte mittlere jährliche Verlustrate für die Altvögel von 42 % zu Grunde gelegt.

Die Schwerpunkte der Verbreitung befanden sich im Nordteil des Untersuchungsgebietes um Reichmannsdorf, Meura, Burkersdorf und Herschdorf bzw. im Südteil um Neuhaus, Lauscha, Steinheid und Scheibe-Alsbach (A 1, Abb. 7). Immer wieder gab es Meldungen von Einzelbeobachtungen außerhalb und weit abgelegen von den Verbreitungszentren. Es konnten während der Untersuchung einige Vögel ohne Sender bis zu 25 km entfernt vom nächstgelegenen Auswilderungspunkt festgestellt werden (Abb. 14).

7.4.2. Reproduktion

Im Zeitraum von 2000 - 2008 wurden sieben sichere Reproduktionsnachweise erbracht. Vier weitere glaubwürdige Beobachtungen von Weibchen mit Küken und ein Eischalenfund wurden durch Forstbedienstete, Jäger und andere Personen gemeldet (A 2, Tab. 3). Bereits 2000 gab es einen ersten Reproduktionsnachweis im Auswilderungsgebiet 2 (Abb. 14) durch den Fund der Federn eines diesjährigen Männchens (Fuchsriss). Die genetische Analyse (Segelbacher unveröff.) ergab die Beteiligung mindestens eines Tieres russischer Herkunft (Graf & Klaus 2001). Im Frühjahr 2001 wurden die Schalen eines erfolgreich geschlüpften Geleges (4 Eier) im Gebiet 4 gefunden (Abb. 14). Im Gebiet 5 (Abb. 14) gelang Mitte Mai 2001 die Beobachtung eines Weibchens mit vier wenige Tage alten Jungvögeln (Boock 2001). Im September 2001 wurden mehrfach nahe der Auswilderungsvoliere im Gebiet 5 drei Männchen zusammen beobachtet, was darauf hindeutet, dass es sich hierbei um Junghähne einer erfolgreichen Brut handelte (Graf & Klaus 2001). Möglicherweise waren es die gleichen Jungvögel, die im Mai in Gebiet 5 gesichtet wurden. Ende Mai 2002 wurde die Eischale eines durch Raubsäuger verschleppten Eies im Forstrevier Cursdorf gefunden. Das ist der einzige bekannt gewordene Fall einer Nestprädation im Untersuchungsgebiet. Weitere gesicherte Reproduktionsnachweise erfolgten im August 2004 (Gebiet 4) und im Juli 2008 (Gebiet 5). Es wurden jeweils frische Fußabdrücke von zwei bis drei Jungvögeln im Schlamm von Pfützen registriert (Unger & Klaus 2007).

Bei den fünf wahrscheinlichen, aber nicht sicher bestätigten Reproduktionsnachweisen handelt es sich um vier Sichtbeobachtungen von Weibchen mit Jungvögeln und einen Fund von Eischalen (2 Eier) eines geschlüpften Geleges. Die Beobachtungen verteilen sich auf die Gebiete 2, 3, 4 und 5 (A 2, Tab. 3). In den Gebieten 4 und 5 gibt es mit je vier Nachweisen bzw. Hinweisen eine Häufung von Reproduktionsnachweisen. In beiden Gebieten haben sich Balzplätze mit mehreren Männchen erfolgreich etabliert (Unger & Klaus 2007).

7.4.3. Territoriale Aktivität der Männchen im Frühjahr in Thüringen und Russland

7.4.3.1. Thüringen

Von großem Interesse war die Frage, wo und nach welcher Zeit die Vögel im neuen Lebensraum territoriale Aktivität zeigen, ob sie dafür feste Plätze etablieren und ob sich die Männchen an diesen Plätzen einfinden. Im Verlauf der Untersuchung wurde festgestellt, dass die Männchen nach der Freilassung häufig keine festen Plätze benutzten, sondern sporadisch an verschiedenen Stellen territoriale Aktivität zeigten. Der erste Nachweis von territorialer Aktivität eines russischen Männchens im Thüringer Schiefergebirge wurde 2002 am Langen Berg erbracht. Es handelte sich um den besenderten Vogel Nr. 1. Im darauf folgenden Jahr (2003) wurde an sechs verschiedenen Orten territoriale Aktivität von Auerhähnen registriert. An zwei Plätzen balzten die Vögel kontinuierlich während der gesamten Paarungszeit. An den restlichen vier Örtlichkeiten wurden die Vögel trotz mehrerer Kontrollen nur einmalig nachgewiesen. Auch in den Folgejahren blieben die Kontrollen dieser Plätze erfolglos. Zwischen 2002 und 2007 wurden insgesamt an acht verschiedenen Plätzen meist einzelne Männchen beobachtet, die Territorialverhalten zeigten. Drei Plätze etablierten sich fest über mehrere Jahre in den Gebieten 3, 4 und 5 (Abb. 14).

Ein Balzplatz wurde 2003 im Gebiet 4 entdeckt. Er besteht seit mindestens fünf Jahren. Seit 2004 werden an diesem Platz regelmäßig zwei bis drei Männchen registriert. Hier kann von einem fest etablierten Balzplatz, einer Arena, gesprochen werden. An diesem Platz wurden von 2003 - 2006 die Beobachtungen zum Verlauf der territorialen Aktivität und dem Verhalten der Vögel durchgeführt. Die Tiere nutzten einen traditionellen Balzplatz der autochthonen Population, der seit über 50 Jahren bekannt war. Die Vögel der erloschenen autochthonen Population balzten hier noch in den 1980er Jahren (Klaus et al. 1985). Gleiches gilt für einen 2005 entdeckten Platz im Gebiet 3. Auch hier wurden jährlich zwei Männchen an einem traditionellen Balzplatz registriert.

7.4.3.2. Russland

In Russland wurden 12 Balzplätze aufgesucht. Die Informationen zum Bestand territorialer Männchen pro Platz, zum Verlauf der territorialen Aktivität und zur Bejagung wurden durch die Befragung von Jägern ermittelt. Die wenigen eigenen Beobachtungen des Territorialverhaltens an Balzplätzen in Russland gaben einen Eindruck von den dortigen Verhältnissen, sind aber eher anekdotisch und für Auswertungen nicht geeignet. Aus diesem Grund sollen die Balzplätze in Russland folgend nur beschrieben werden.

7.4.4. Charakterisierung der Balzplätze

7.4.4.1. Thüringen

Die Balzplätze befanden sich alle in Mittel- bzw. Oberhangbereichen (A 1, Abb. 11, 12, 13), sechs davon in Höhenlagen zwischen 700 und 800 m ü. NN. Die mittlere Hangneigung an den Balzplätzen betrug 3,8°. Die Vögel balzten in den Mittelhängen auf flachen Geländestufen (A 1, Abb. 11).

Sechs der acht Plätze befanden sich in Altholzbeständen (Alter: 100 - 140 Jahre) und zwei in 70-jährigen Fichtenbeständen. Das mittlere Bestandesalter im Bereich der Balzplätze betrug 107 Jahre und der mittlere Kronenschlussgrad 59 %. Es wurden also Althölzer mit einem niedrigen Kronenschlussgrad gewählt (Tab. 3). Bei den 70-jährigen Fichtenbeständen handelte es sich um Wälder, die durch Schneebruch und forstliche Schneisensysteme aufgelichtet waren. Sie wiesen Bestandesschlussgrade von 70 % auf. Innerhalb dieser Bestände wurden innere Grenzlinien (Wegekreuzungen oder Rückelinien) bevorzugt genutzt.

Tabelle 3: Charakterisierung der Balzplätze in Thüringen

Nr.	Ort	Waldtyp	Exposition	Hangneigung [°]	Höhe ü. NN [m]	Alter [Jahre]	Schlussgrad [%]	Lage im Hang
1	Kirchberg	Ki/ Fi	NW	2	700	120	40	Oberhang
2	Eisenberg	Fi	SW	1	800	70	70	Plateau
3	Görnitzberg	Fi	W	2	790	120	60	Oberhang
4	Wildschopfe	Fi/ Bu	N	5	720	140	55	Mittelhang
5	Wildschopfe	Fi	N	3	700	70	70	Mittelhang
6	Langer Berg	Fi	NW	5	720	100	65	Mittelhang
7	Langer Berg	Ki	N	5	640	120	55	Mittelhang
8	Fischbach	Fi	SE	8	520	120	60	Mittelhang

Die für die territoriale Aktivität genutzten Baumarten waren hauptsächlich Fichten und Kiefern, die beiden häufigsten Baumarten im Untersuchungsgebiet. In den reinen Fichtenforsten im Südteil des Schiefergebirges wurde erwartungsgemäß fast ausschließlich die Fichte als „Singwarte“ genutzt, in einem Fall auch eine Buche. Im Nordteil des Untersuchungsgebietes gab es eine deutliche Bevorzugung der Kiefer für die Baumbalz. Zwischen 2003 und 2005 wurde diese Baumart auf dem Balzplatz im Gebiet 4 (Abb. 14) durchschnittlich zu 70 - 75 % genutzt, wohingegen die Fichte nur zu 20 - 25 % als „Singwarte“ diente.

7.4.4.2. Russland

Vorherrschender Waldtyp im russischen Untersuchungsgebiet ist der Moorkiefernwald in unterschiedlichen Ausprägungen. Die geschlossene Waldlandschaft wird häufig von mehr oder weniger offenen Moorflächen unterbrochen. Auf diesen Moorflächen stehen in weiten Abständen Kiefern und es gibt einen hohen Totholzanteil (A 1, Abb. 14). Von den 12 besichtigten Balzplätzen befanden sich fünf in Mooren, drei weitere im Kiefernwald in unmittelbarer Moorrandlage (A 1, Abb. 15) und vier lagen in trockenen Waldbereichen. Die Plätze befanden sich in Höhenlagen zwischen 140 und 160 m ü. NN. Der mittlere Bestandesschlussgrad betrug 48 % (20 - 70%) und das mittlere Bestandesalter lag bei 83 Jahren (60 - 130 Jahre). Die Balzplätze befanden sich nicht auf Hügeln oder an Geländekanten, wie das häufig in Mitteleuropa der Fall ist.

7.4.5. Balzverlauf

7.4.5.1. Thüringen

Die Auerhähne begannen wetterabhängig in der ersten oder zweiten Aprilwoche Territorialverhalten zu zeigen. Der früheste Nachweis eines Territorialverhalten anzeigenden Männchens entfällt auf den 21. März. Es herrschte zu diesem Zeitpunkt sehr milde Witterung. Das Ende der Frühjahrssaison ist offensichtlich weniger von der Witterung abhängig. Die Männchen beendeten ihr Territorialverhalten im Frühjahr zwischen 15. und 20. Mai. Die späteste Beobachtung wurde am 17. Mai registriert. Auf dem Höhepunkt der Frühjahrssaison (i. d. R. 20. - 28. April) war das Territorialverhalten der Männchen häufiger und von längerer Dauer als am Anfang und am Ende.

Ihre tägliche territoriale Aktivität (Balzgesang) begannen die Männchen während des Höhepunkts der Balz zwischen 3:15 Uhr und 4:00 Uhr morgens vom Schlafbaum oder einem benachbarten Baum aus. Der morgendliche Beginn war abhängig von der Bewölkung und damit von der Beleuchtungsstärke. Bei klarem Himmel und Windstille begannen die Männchen bei völliger Dunkelheit mit dem Gesang. Die Parameter Windstärke und Bewölkungsgrad wurden nur geschätzt und nicht exakt gemessen.

Einen Einfluss auf die Länge der morgendlichen territorialen Aktivität während des Höhepunkts der Balz hatte die Windstärke und der Bewölkungsgrad bzw. Niederschlag. Die Temperatur hatte keinen Einfluss. Es gibt einen nichtsignifikanten Trend, der zeigt, dass sich mit Zunahme der Windstärke die tägliche Dauer der territorialen Aktivität verringert. Die mittlere Gesangsdauer betrug bei Windstille 3,14 Stunden (n = 13 Beobachtungen), bei mäßigen bis kräftigen Wind reduzierte sich die Dauer auf durchschnittlich 2,09 Stunden (n = 9 Beobachtungen).

Es fiel auf, dass die territoriale Aktivität zum größten Teil auf Bäumen ablief und die Vögel nur selten auf den Boden kamen. 64 % ($n = 7$) der Beobachtungen von Bodenaktivität entfielen auf den Zeitraum zwischen 20.04. und 26.04. und markieren nach Klaus et al. (1989) gleichzeitig den Höhepunkt der Balz mit den Paarungen. Es konnte beobachtet werden, dass es einen Zusammenhang gab zwischen territorialer Aktivität von Männchen am Boden und der Anwesenheit von Weibchen. Bei 91 % ($n = 10$) der Beobachtungen von am Boden balzenden Männchen waren auch Weibchen anwesend.

An drei Plätzen gelangen Beobachtungen von territorialer Aktivität am Boden. An zwei Plätzen (70-jährige Fichtenbestände) balzten die Auerhähne auf Rückelinien bzw. Wegen (A 1, Abb. 10), da diese relativ übersichtlich und vegetationsfrei waren. Innerhalb der Waldbestände war die Fichtenverjüngung zu hoch und zu dicht. Auf dem Balzplatz im Auswilderungsgebiet 4 (Abb. 14) balzte das Männchen am Boden in dichter ca. 30 cm hoher Fichtenverjüngung und in den dazwischen befindlichen Lücken. Das Bodenareal dieser Balzplätze war unübersichtlich und damit suboptimal. Im Thüringer Untersuchungsgebiet wurden zwischen 2002 und 2008 zwei Risse von Auerhähnen am Balzplatz nachgewiesen.

7.4.5.2. Russland

Nach Befragung der Jäger beginnen die Auerhähne im Herkunftsgebiet Anfang April mit der Balz. In dieser Zeit liegt an den Plätzen noch 0,5 - 1,0 m Schnee. Der Höhepunkt der Balz mit der Paarung liegt zwischen 25. April und 5. Mai.

Im russischen Untersuchungsgebiet sind die Auerhühner häufig, so dass an den Plätzen nie weniger als drei Männchen balzen. An den besichtigten Plätzen lag der Frühjahrsbestand (zu Jagdbeginn) zwischen 3 und 20 Männchen pro Platz. Nach den Bestandsangaben der Berufsjäger ergibt sich damit für die zwölf Plätze ein Mittelwert von 8 Männchen pro Platz.

Die Jagdsaison im Frühjahr beginnt am 15. April und endet am 8. Mai. Im Rahmen der Untersuchung konnten Beobachtungen am Balzplatz leider erst nach Beendigung der Jagdsaison durchgeführt werden. Zwischen dem 10.05. und 22.05. wurden drei Plätze sechs Mal besucht. Die territoriale Aktivität ließ in diesem Zeitraum stark nach. An drei Beobachtungstagen zwischen 10.05. und 15.05. konnte noch Bodenaktivität beobachtet werden, danach nicht mehr. Letztmalig wurde am 20.05. Territorialaktivität registriert. Am 22.05. war am selben Platz keine Balzaktivität mehr zu beobachten.

7.4.6. Reviergesang

Es ist bekannt, dass den Auerhähnen im Norden und Osten des Areals im Gegensatz zu denen der mitteleuropäischen Populationen der Hauptschlag (c) fehlt (Klaus et al. 1989, Abb. 22).

Im Laufe der Untersuchung konnten mindestens 11 verschiedene Auerhähne gehört werden. Bei allen fehlte eindeutig der Hauptschlag, was anzeigte, dass an den gefundenen Balzplätzen nur aus der Auswilderung stammende russische Auerhähne balzten. Abbildung 22 zeigt das Sonagramm des Reviergesanges eines autochthonen Thüringer Auerhahnes und eines russischen Tieres. Jede Gesangsstrophe besteht aus folgenden, in der Abbildung mit a-d gekennzeichneten vier Teilen: a: Knappen, b: Triller, c: Hauptschlag, d: Wetzen (Müller 1973).

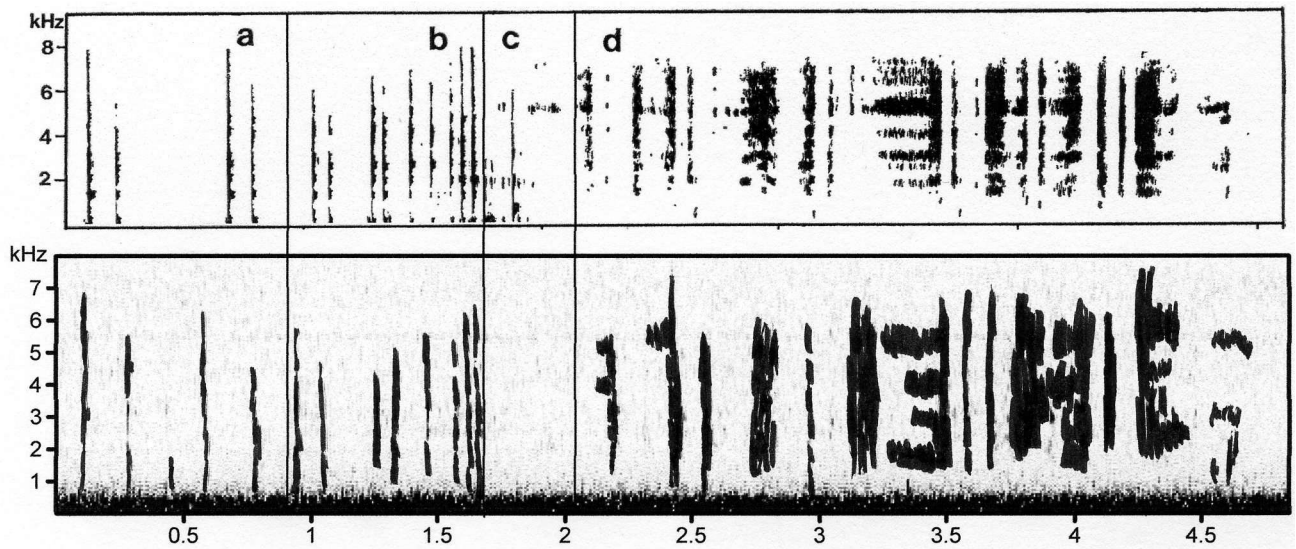


Abb. 22: Sonagramm der Gesangsstrophe eines Thüringer Auerhahnes (oben, aus Klaus et al. 1989) und eines umgesiedelten russischen Vogels in Thüringen (unten, eigene Aufnahme)

7.4.7. Vergleich der Strukturmerkmale der Balzplätze von umgesiedelten russischen Auerhühnern mit denen der erloschenen autochthonen Population

In den 1970er und 80er Jahren untersuchten Klaus et al. (1985) intensiv zwei Teilpopulationen des Auerhuhns in Thüringen. Ein Untersuchungsgebiet befand sich in der Saale-Sandsteinplatte (SPA Gebiet Nr. 36) und das andere im Thüringer Schiefergebirge (SPA Gebiet Nr. 28, Wiesner et al. 2008). Im Schiefergebirge befanden sich die Balzplätze im Bereich von Oberhängen, Rücken und Gipfeln in Höhenlagen von 620 - 780m ü. NN. Die meisten Plätze befanden sich in lückigen, grenzlinienreichen, über 100-jährigen Kiefern- oder Kiefern-Fichten-Mischbeständen mit reich ausgebildeter Krautschicht aus Heidel- und Preiselbeere. Die Strukturmerkmale der Balzplätze der erloschenen autochthonen Population sind identisch oder zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den ausgewählten Balzplätzen der umgesiedelten russischen Auerhühner.

7.4.8. Bildung von festen Winternutzungszentren in Thüringen

Über vier Winter wurden die bekannten traditionellen Winternutzungszentren der autochthonen Auerhühner gezielt kontrolliert. Schon im ersten Winter der Untersuchung (2001/02) zeigte sich, dass die russischen Auerhühner diese Strukturen gezielt aufsuchten und nutzten. Zusätzlich wurden auch neue Plätze gefunden, die von den russischen Vögeln begründet wurden. In der Mehrzahl sind das durch Schneebruch entstandene lichte Strukturen oder forstliche Schneisensysteme.

Vier Schlaf- und Nahrungsbaumgruppen wurden ausgewählt und im Winterhalbjahr zwischen 2001 und 2005 systematisch untersucht. Alle vier wurden auch schon von den autochthonen Auerhühnern benutzt. Jeden Winter sind die genutzten Bäume mit Farbbändern markiert worden, um Bevorzugungen einzelner Bäume nachzuweisen.

Die vier ausgewählten Plätze befanden sich alle im Nordteil des Untersuchungsgebietes. Im Mittel wurden an den Schlafplätzen 3 - 20 Bäume pro Winter genutzt. Bezogen auf diese Mittelwerte konnte herausgefunden werden, wie viel Prozent der Schlaf- und Nahrungsäume jedes Jahr wieder genutzt wurden (Abb. 23). Am Platz 1 wurden 35 % ($n = 7$) der Bäume jedes Jahr besucht. Am Platz 2 liegt der Wert bei 68 % ($n = 13$), am Platz 3 bei 41 % ($n = 7$) und am Platz 4 bei 67 % ($n = 2$). Diese Ergebnisse zeigen, dass bestimmte Bäume auf Grund ihres Standortes, ihrer Kronenform, ihrer Nadelinhaltsstoffe und der umgebenden Waldstruktur besonders bevorzugt werden.

Die umgesiedelten Auerhühner fanden diese traditionellen Nutzungszentren schon einige Wochen nach der Auswilderung. Die Vögel suchten nach der Freilassung den neuen Lebensraum z. T. großflächig ab. Bei diesen Ausflügen entdeckten sie sehr schnell die geeigneten Strukturen in den Wirtschaftswäldern.

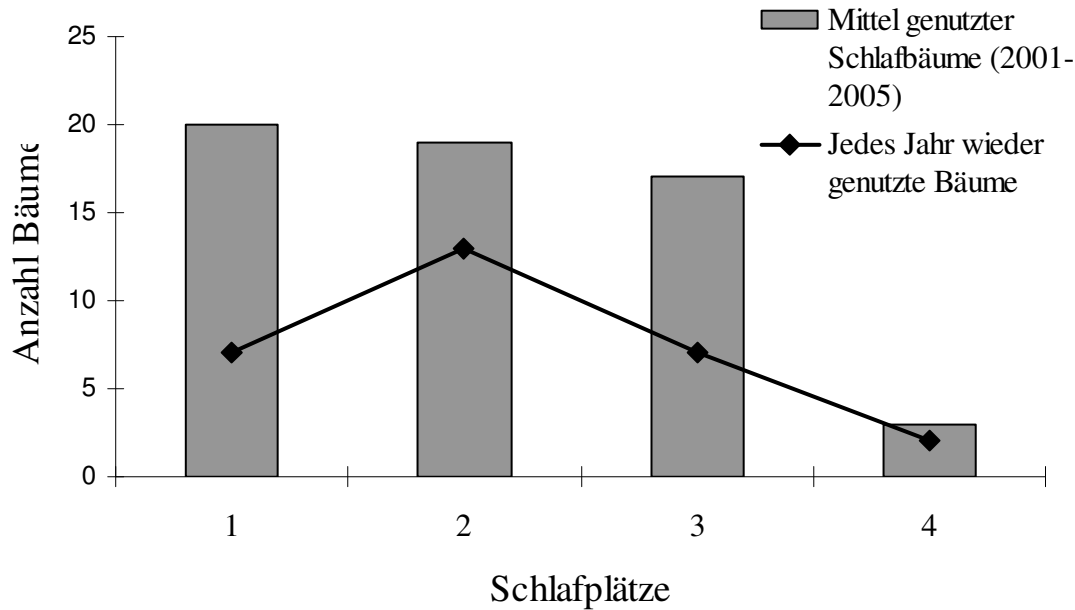


Abb. 23: Anzahl über vier Winter genutzter Schlafbäume in vier verschiedenen Gebieten in Thüringen

7.5. Einfluss topografischer Faktoren auf die Habitatwahl in Thüringen

7.5.1. Höhenlage, Hangneigung und Exposition

7.5.1.1. Höhenlage

Für die Nutzung der drei Geländeparameter konnte kein signifikanter Unterschied zwischen den Geschlechtern festgestellt werden, so dass die Auswertungen nicht nach Geschlechtern getrennt erfolgten.

Zwischen 1999 und 2003 wurden 95 % ($n = 138$) aller Auerhühner ($n = 145$) in Höhenlagen zwischen 700 und 850 m ü. NN freigelassen. Die restlichen sieben Vögel wurden 1999 und 2000 im Vorland des Schiefergebirges (Paulinzellaer Buntsandsteinland) in einer Höhenlage von ca. 450 m ü. NN ausgewildert. Die Höhen an den Ortungspunkten (Stichprobenziehung: $n = 250$ aus gesamt: $n = 948$) und an den Zufallspunkten ($n = 224$) waren hoch signifikant verschieden (A 4, Abb. 1, U-Test; $p < 0,001$). Der Mittelwert der Höhen aller Ortungspunkte beträgt 731 m ü. NN (Median 732 m). Die mittlere Höhe des Angebots beträgt 709 m ü. NN (Median 711 m).

Es wurde eine Bevorzugung der Höhen zwischen 651 m und 850 m festgestellt (Abb. 25). Ein großer Teil der Ortungen (73 %, $n = 692$) erfolgten in diesen Höhenlagen. Die Vögel nutzten überproportional häufig die höchsten Lagen des Schiefergebirges, wohingegen Höhenstufen unter 700 m entsprechend ihrer Flächenanteile gemieden wurden (Abb. 24).

7.5.1.2. Hangneigung

Der Vergleich der Ortungspunkte (Zufällige Auswahl: $n = 250$, gesamt: $n = 948$) mit den Zufallspunkten ($n = 224$) ergab einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 2, U-Test; $P < 0,001$). In den flachen Oberhang- und Plateaubereichen mit einer Hangneigung von $0 - 5^\circ$ wurden 35 % der Nachweise ($n = 332$) registriert. Weitere 34 % ($n = 322$) fielen in die Hangneigungsklasse von $5 - 10^\circ$.

Die Vögel nutzten überproportional häufig die flachen Hangbereiche bis 10° Hangneigung. Der Flächenanteil der Hangneigungsklassen $0 - 5^\circ$ und $5 - 10^\circ$ liegt im gesamten Untersuchungsgebiet (600 km^2) bei 20 % und 27 %. Im Bereich von $10 - 15^\circ$ Neigung, der schon die Mittelhänge umfasst, konnten noch 18 % ($n = 171$) der Ortungen erfasst werden. In den Hangneigungsklassen über 15° wurden nur noch 13 % ($n = 123$) der Ortungen registriert. Mit einem Flächenanteil von 35 % im gesamten Untersuchungsgebiet, wurden die steilen Lagen ($> 15^\circ$) gemieden (Abb. 26). Im Mittel nutzten die Vögel eine Hangneigung von 8° (Median: 7°), wohingegen der Mittelwert des Angebotes 12° (Median: 10°) beträgt.

7.5.1.3. Exposition

Der Vergleich der Expositionen an den Nachweispunkten (zufällige Auswahl: $n = 250$, gesamt: $n = 948$) mit dem gesamten Angebot im Untersuchungsgebiet (600 km^2) zeigte eine Bevorzugung der Richtungen Süd, Südwest und Nordwest (Abb. 27). Der statistische Vergleich der wichtigsten Habitatparameter (Höhe Heidelbeere, Deckung Heidelbeere, Kiefer und Kronenschlussgrad) auf den Süd- u. Südwest-Expositionen mit dem Vorkommen dieser Parameter in den restlichen Expositionen ergab nur für die Kiefer ein signifikant häufigeres Vorkommen in diesen Lagen (U-Test, $p < 0,05$). In Süd- und Südwestlagen wurden 39 % ($n = 47$) aller Sommernachweise ($n = 120$) registriert.

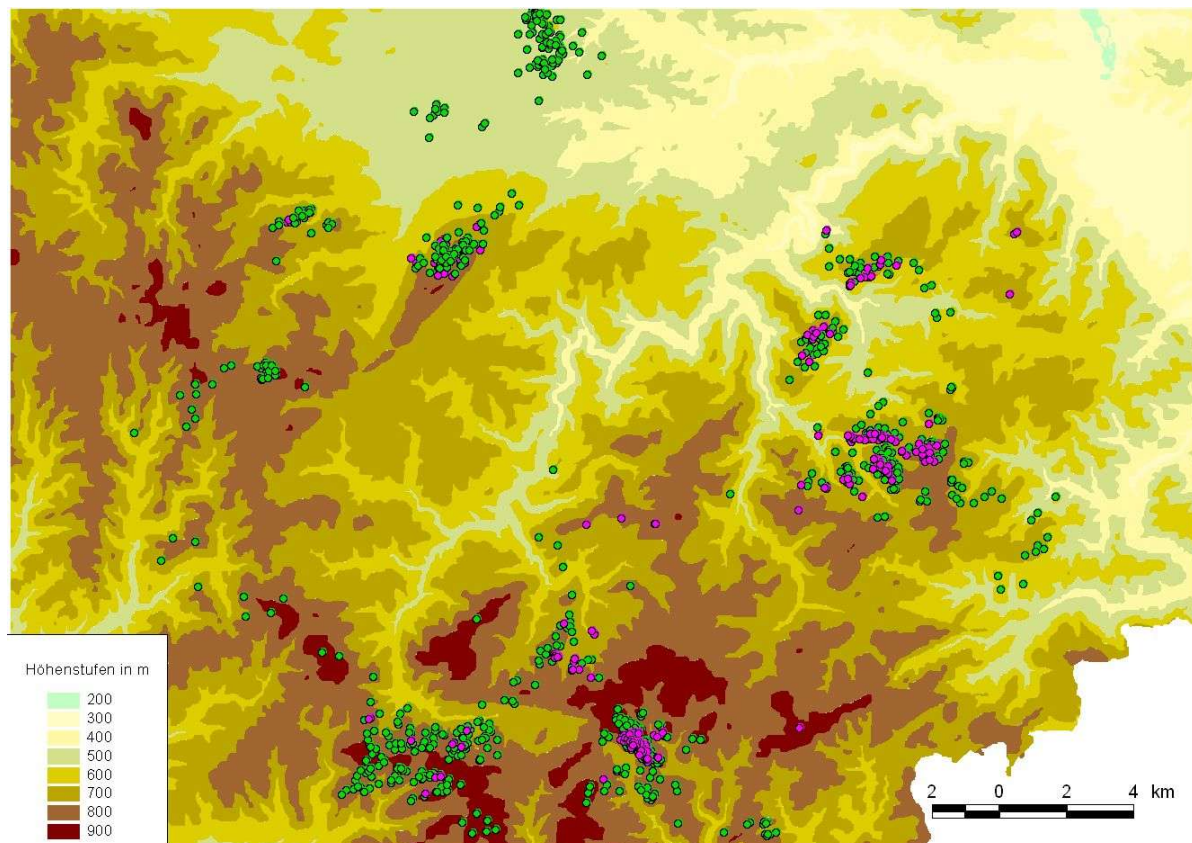


Abb. 24: Höhenmodell des Thüringer Schiefergebirges mit den Telemetrieortungspunkten (grün) und den Nachweisen ohne Telemetrie (lila)

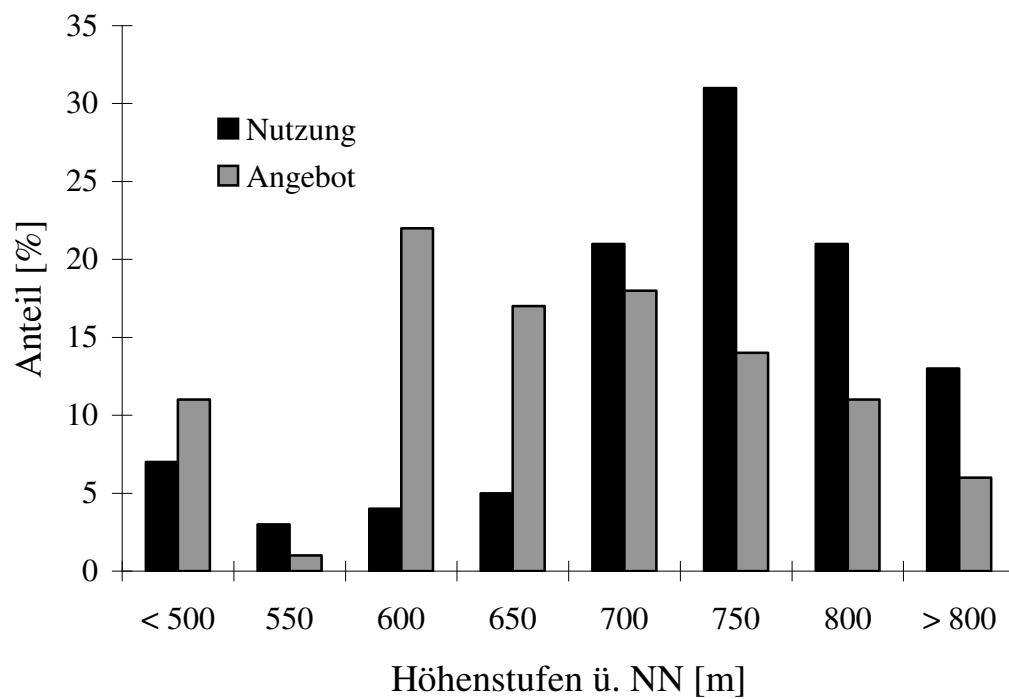


Abb. 25: Prozentuale Verteilung des Höhenangebotes im Untersuchungsgebiet (600 km²) und die Nutzung (n = 948) der verschiedenen Höhenklassen

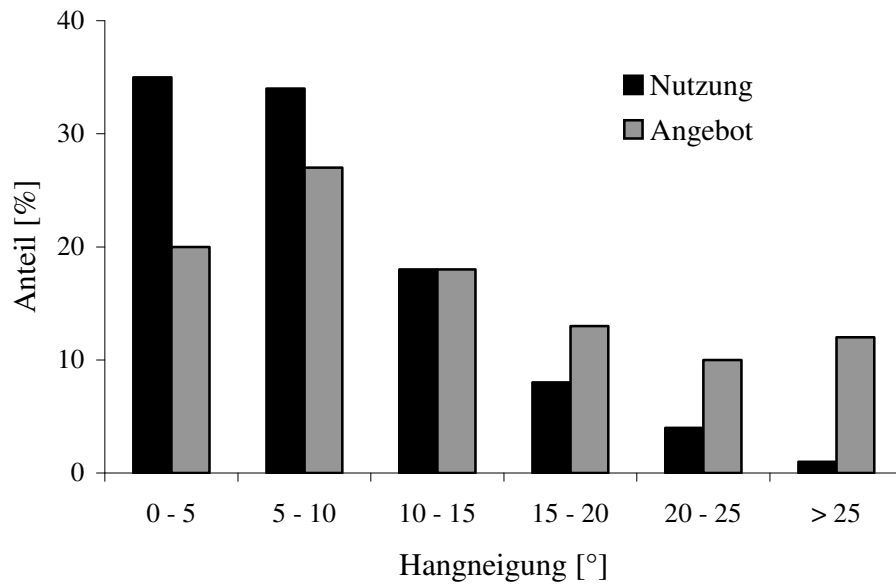


Abb. 26: Die Verteilung der Nachweise auf die einzelnen Hangneigungsklassen und das Angebot im gesamten Untersuchungsgebiet (600 km²)

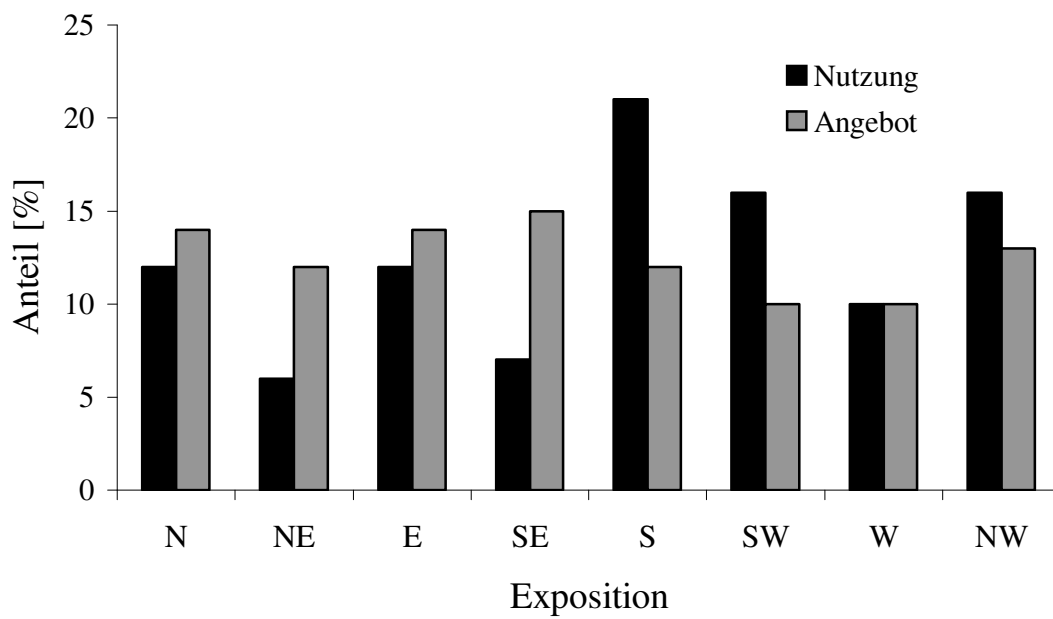


Abb. 27: Die Verteilung der Nachweise auf die verschiedenen Expositionen und das Angebot im gesamten Untersuchungsgebiet (600 km²)

7.6. Vergleichende Analyse der Baumschicht in Auerhuhnhabitaten in Thüringen und Russland

7.6.1. Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Habitatwahl

7.6.1.1. Thüringen

Bezüglich der Anteile der Baumarten gibt es in Thüringen Unterschiede zwischen dem Nord- und Südteil des Untersuchungsgebietes. Die Fichte (*Picea abies*) erreicht in den höchstgelegenen Bereichen des Schiefergebirges im Süden des Anteile von 95 %. Die Kiefer (*Pinus sylvestris*) ist hier nur lokal in Einzelexemplaren zu finden.

Im Norden des Untersuchungsgebietes hat die Kiefer Flächenanteile von 25 - 30 % und die Fichte ist hier noch mit 55 - 60 % vertreten. Die Kiefer dominiert vor allem auf alten Streunutzungsstandorten im Privatwald, wo eine kleinparzellerte, lückige Struktur erhalten blieb. Die Anteile von Weich- und Hartlaubhölzern liegen im gesamten Untersuchungsgebiet bei zwei bis drei Prozent. In den von Auerhühnern genutzten Habitaten des Nordteils hat die Fichte einen Anteil von 70 % und die Kiefer von 28 %. Betrachtet man das Angebot im gesamten Gebiet, so hat die Fichte hier einen Anteil von 85 % und die Kiefer von 12 % (Abb. 26). Lärchen (*Larix europaea*) und Tannen (*Abies alba*) sowie Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) und Weichlaubhölzer (*Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Alnus glutinosa* und *Salix spec.*) spielen in den Auerhuhnlebensräumen Thüringens keine Rolle. Sie sind im gesamten Gebiet nur in sehr geringen Flächenanteilen vorhanden (Abb. 28).

7.6.1.2. Russland

Im russischen Untersuchungsgebiet bestehen die Wälder hauptsächlich aus Fichten (*Picea abies*), Kiefern (*Pinus sylvestris*), Birken (*Betula pendula*) und Aspen (*Populus tremula*; Abb. 29). Die Hauptbaumarten haben folgende Flächenanteile: Fichte 30 %, Kiefer 25 %, Birke 31 % und Aspe 12 %. Ihre Anteile sind sowohl in Probeflächen mit Auerhuhnnachweisen wie auch in den zufällig ausgewählten Flächen ausgewogen (Abb. 29). Signifikante Unterschiede gab es bei der Kiefer (U-Test, $p < 0,05$) und der Fichte (U-Test, $p < 0,001$) zwischen Angebot und Nutzung (Abb. 29). Die Weichlaubhölzer Eberesche (*Sorbus aucuparia*), Erle (*Alnus glutinosa*) und Weide (*Salix spec.*) sind nur in sehr geringen Anteilen (2%) vorhanden. Der statistische Vergleich von Angebot und Nutzung dieser Baumarten ergab keine signifikanten Unterschiede. Der Vergleich der Untersuchungsgebiete zeigt in Russland annähernd gleiche Anteile der Hauptbaumarten, wohingegen in Thüringen ein wirtschaftsbedingtes Missverhältnis von der Fichte zu den anderen Baumarten besteht.

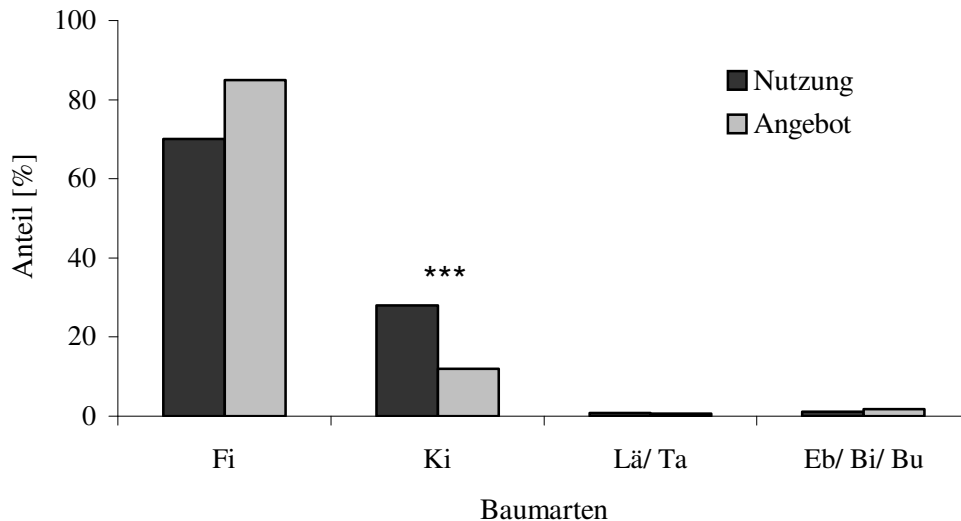


Abb. 28: Flächenanteile der Baumarten in genutzten Habitaten (n = 243) und an zufällig ausgewählten Habitatpunkten (n = 223) in Thüringen

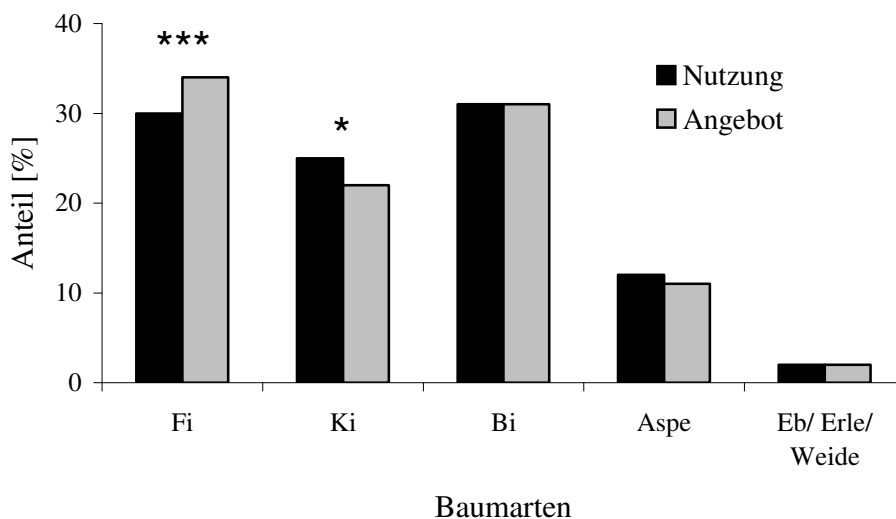


Abb. 29: Anteile der Baumarten in genutzten Habitaten (n = 264) und an zufällig ausgewählten Habitatpunkten (n = 200) in Russland

7.6.2. Vergleich der Geschlechter bezüglich der Nutzung der Baumschicht

7.6.2.1. Thüringen

Der Vergleich der Baumschicht an Sommernachweispunkten von Männchen (n = 69) mit denen von Weibchen (n = 51) erbrachte nur für die Fichte einen signifikanten Unterschied (A 4, Abb. 3; U-Test, $p < 0,05$). Die Sommeraufenthaltssorte von Männchen wiesen im Mittel 762 (Median: 763) Fichten je Hektar auf, die der Weibchen im Mittel nur 603 Fichten je Hektar (Median: 505). Der Vergleich der Telemetrie-Nachweispunkte im Winterhalbjahr von Männchen und Weibchen erbrachte für das Bestandesalter einen hochsignifikanten Unterschied (A

4, Abb. 14, U-Test, $p < 0,001$). Die Männchen nutzten durchschnittlich ältere Waldbestände (Mittelwert: 70 Jahre, Median: 63 Jahre) als die Weibchen (Mittelwert: 56 Jahre, Median: 56 Jahre). Der Vergleich der anderen Parameter erbrachte keine signifikanten Unterschiede.

7.6.2.2. Russland

Der Vergleich der Baumschicht an Sommernachweispunkten von Männchen ($n = 63$) mit denen von Weibchen ($n = 81$), erbrachte für das Bestandesalter einen signifikanten Unterschied (A 4, Abb. 15, U-Test, $p < 0,01$). Die Weibchen nutzten im Sommer durchschnittlich ältere Waldbestände (Mittelwert: 89 Jahre, Median: 90 Jahre, $n = 81$) als die Männchen (Mittelwert: 79 Jahre, Median: 80 Jahre, $n = 63$). Für die weiteren untersuchten Parameter wurden keine signifikanten Unterschiede festgestellt. Der Vergleich der untersuchten Parameter von Männchen- und Weibchen-Winternachweispunkten erbrachte keine signifikanten Unterschiede.

7.6.3. Vergleich der Sommer- und Winterhabitate bezüglich der Baumschicht

7.6.3.1. Thüringen

Der statistische Vergleich der Baumschicht in Sommer- und Winterhabitaten in Thüringen erbrachte für die Parameter Bestandesalter, Bestandesschlussgrad und Anzahl von Kiefern und Fichten je Hektar keine signifikanten Unterschiede. Es war beim Bestandesalter der Trend zu beobachten, dass die Vögel im Sommer (Mittelwert: 71 Jahre, Median: 67 Jahre) ältere Wald-Sukzessionsstadien nutzten als im Winter (Mittelwert: 65 Jahre, Median: 58 Jahre).

7.6.3.2. Russland

Der Vergleich der Baumschicht in Sommer- und Winterhabitaten erbrachte für Fichten und Kiefern je Hektar und für den Bestandesschlussgrad hochsignifikante Unterschiede (A 4, Abb. 4, 5, 6, U-Test, $p < 0,001$). Im Winter nutzten die Auerhühner in Russland Habitate mit einem höheren Kiefernanteil, einem niedrigeren Fichtenanteil und einem niedrigeren Bestandesschlussgrad als im Sommer. Der saisonale Vergleich des Bestandesalters erbrachte keine signifikanten Unterschiede. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 3, zusammengefasst.

7.6.4. Vergleich der Baumschicht in angebotenen und genutzten Habitaten

7.6.4.1. Thüringen

Der statistische Vergleich von Angebot und Nutzung der Baumschicht ergab für die Kiefer und für den Schlussgrad des Waldbestandes einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 7

u. 8, U-Test, $p < 0,001$) und für das Bestandesalter einen signifikanten Unterschied (A 4, Abb. 16, U-Test, $p < 0,01$). In den genutzten Habitaten gab es mehr Kiefern je Hektar, einen geringeren Schlussgrad und ein höheres Baumalter. Für die Fichte wurde kein Unterschied festgestellt. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 4, zusammengefasst.

7.6.4.2. Russland

Der statistische Vergleich von Angebot und Nutzung der Baumschicht ergab für die Kiefer und für die Fichte einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 9 u. 10, U-Test, $p < 0,001$). Die Auerhühner nutzten über das gesamte Jahr Habitate mit einem höheren Anteil Kiefern und mit einem geringeren Anteil Fichten. Für das Bestandesalter konnte kein Unterschied festgestellt werden. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 4 zusammengefasst.

7.6.5. Vergleich der Zusammensetzung der Baumschicht in Thüringen und Russland

Der statistische Vergleich von Fichten und Kiefern je Hektar und des Bestandesschlussgrades an den Nachweispunkten in Thüringen ($n = 243$) und Russland ($n = 264$) ergab hochsignifikante Unterschiede (A 4, Abb. 11, 12, 13, U-Test; $p < 0,001$). Ein signifikanter Unterschied wurde für das Bestandesalter ermittelt (A 4, Abb. 17, U-Test, $p < 0,01$).

In Thüringen wurden an den Nachweispunkten deutlich mehr Fichten je Hektar ermittelt als in Russland. Bei der Kiefer hingegen war es umgekehrt. In Russland gab es in Probeflächen mit Auerhuhnnachweisen deutlich mehr Kiefern je Hektar als in Thüringen. Der Bestandesschlussgrad und das Bestandesalter waren in Thüringen in den genutzten Habitaten niedriger als in Russland (A 2, Tabelle 5).

Ein hochsignifikanter Unterschied wurde beim Vergleich der Zufallspunkte beider Länder, bezogen auf das Bestandesalter, ermittelt (A 4, Abb. 18, U-Test, $p < 0,001$). In Russland lag das mittlere Bestandesalter an den Zufallspunkten bei 83 Jahren (Median: 80 Jahre, $n = 200$) und in Thüringen nur bei 57 Jahren (Median: 51, $n = 223$).

Vergleicht man nur das Bestandesalter der Sommerhabitate miteinander, so erhält man keinen signifikanten Unterschied. Der Vergleich der Winterhabitate erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 19, U-Test, $p < 0,001$).

7.6.6. Verteilung der Auerhuhnnachweise auf die Altersklassen der Wälder

7.6.6.1. Thüringen

Vergleicht man das Angebot der Altersklassen mit ihrer Nutzung durch Auerhühner in Thüringen (Abb. 30), so wird deutlich, dass die Waldbestände mit einem Alter von über 60 Jahren bezogen auf ihren Flächenanteil überproportional häufig genutzt wurden. Die jüngeren Altersklassen wurden seltener aufgesucht, als es ihrem Flächenanteil entspricht. Das bestätigt auch die mit Hilfe einer logistischen Regression ermittelte Wahrscheinlichkeit der Nutzung eines Waldbestandes in Bezug auf das Baumalter (Abb. 38). Die Nutzung von Beständen mit einem Alter zwischen 20 und 60 Jahren erfolgte größtenteils im Winterhalbjahr.

7.6.6.2. Russland

Betrachtet man die Verteilung der Altersklassen von angebotenen und genutzten Habitaten in Russland (Abb. 31), so zeigt sich, dass die Altersklassen bis 60 Jahre im Angebot eher unterrepräsentiert sind. Die am häufigsten genutzte Altersklasse war die zwischen 60 und 80 Jahren, aber auch die folgenden bis 120 Jahre wurden regelmäßig aufgesucht. Die mit Hilfe einer logistischen Regression ermittelte Wahrscheinlichkeit der Nutzung eines Waldbestandes in Bezug auf das Baumalter zeigt auch in Russland die Tendenz, dass die Wahrscheinlichkeit der Nutzung eines Waldbestandes ab 60 Jahren ansteigt. Im Gegensatz zu Thüringen ist das Bestandesalter in Russland kein erklärender Faktor für das Vorkommen von Auerhühnern (siehe Kap. 7.7.5.).

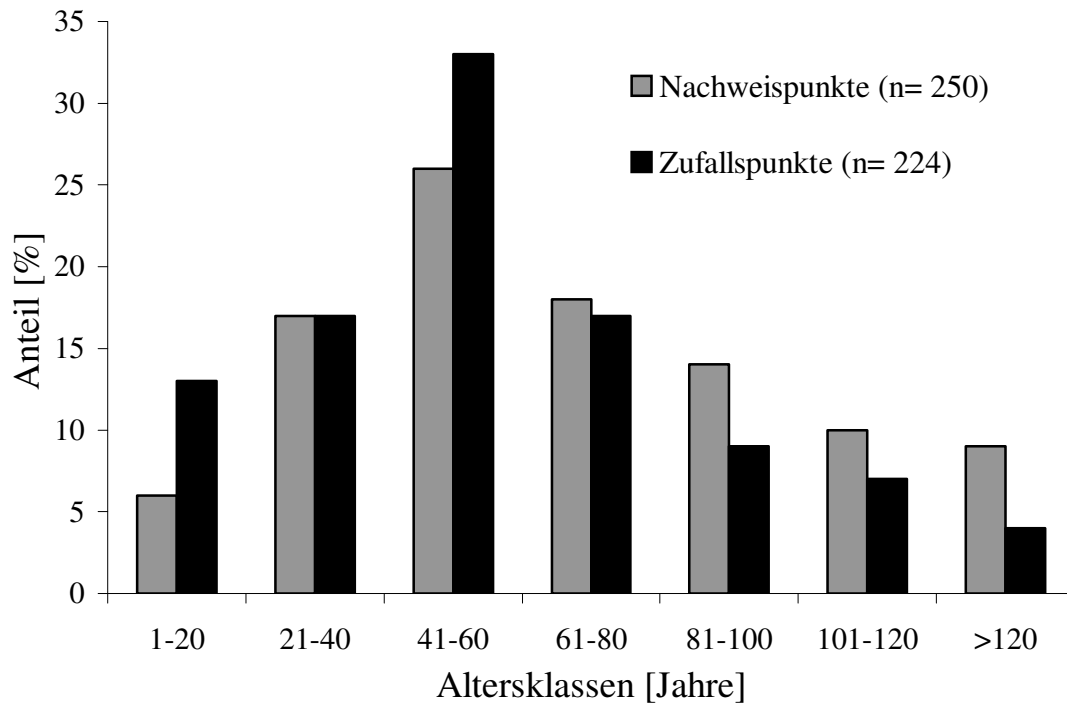


Abb. 30: Verteilung von Angebot und Nutzung auf die verschiedenen Altersklassen der Wälder in Thüringen

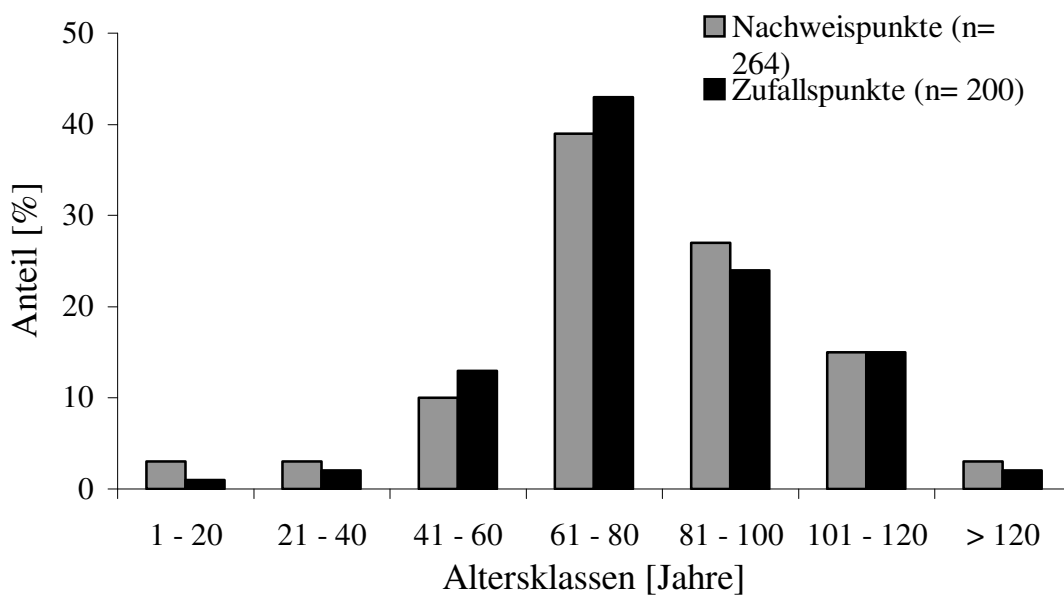


Abb. 31: Verteilung von Angebot und Nutzung auf die verschiedenen Altersklassen der Wälder in Russland

7.7. Einfluss der Krautschicht auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland

In Thüringen und in Russland wurden sowohl an Auerhuhnnachweispunkten als auch an Zufallspunkten für folgende Parameter die prozentualen Flächenanteile ermittelt:

Gesamtdeckung der Bodenvegetation, Deckungsgrad der Ericaceen, der Gras- und Krautvegetation und der Naturverjüngung. Weiterhin wurde noch die Höhe der Ericaceen erfasst.

7.7.1. Geschlechtervergleich der verschiedenen Parameter der Bodenvegetation an Sommer- und Winternachweispunkten

7.7.1.1. Thüringen

Beim Vergleich der Sommernachweispunkte von Männchen ($n = 69$) mit denen von Weibchen ($n = 51$), zeigten sich signifikante Unterschiede bei der Gesamtvegetation am Boden (A 4, Abb. 20, $P < 0,01$) und bei der Höhe und Deckung der Ericaceen (A 4, Abb. 22 u. 24, U-Test, $p < 0,05$). Keine Unterschiede wurden für die Parameter Naturverjüngung und Gras- und Krautvegetation ermittelt. Weibchen nutzten im Sommer Habitate mit einem höheren Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation und höheren Deckungsgraden sowie größeren Höhen der Ericaceen als die Männchen (A 4, Abb. 22 u. 24). Der Vergleich der Winternachweispunkte von Männchen und Weibchen erbrachte für keinen der oben genannten Parameter einen signifikanten Unterschied. Im Winter erfolgte die Habitatnutzung in Bezug auf die Bodenvegetation zufällig. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 6, zusammengefasst.

7.7.1.2. Russland

Der Vergleich der Sommernachweispunkte von Männchen ($n = 63$) mit denen von Weibchen ($n = 81$), zeigte einen hochsignifikanten Unterschied des Deckungsgrades der gesamten Vegetation am Boden (A 4, Abb. 21, U-Test, $p < 0,01$). Signifikante Unterschiede wurden für die Höhe der Ericaceen (A 4, Abb. 23, U-Test, $p < 0,01$) und die Deckungsgrade der Ericaceen ermittelt (A 4, Abb. 25, U-Test, $p < 0,05$). Keine Unterschiede zwischen den Geschlechtern zeigten sich für die Parameter Naturverjüngung und Gras- und Krautvegetation. Weibchen nutzten im Sommer Habitate mit einem höheren Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation und höheren Deckungsgraden sowie größeren Höhen der Ericaceen als die Männchen.

Der Vergleich der Winternachweispunkte von Männchen und Weibchen erbrachte signifikante Unterschiede für die Höhe und Deckung der Ericaceen (U-Test, $p < 0,05$) und für die Gras- und Krautvegetation (U-Test, $p < 0,01$). Weibchen nutzen auch im Winter Habitate mit reicherer Ericaceenvegetation, wohingegen sich die Männchen an Standorten mit reicherer Gras- und Krautvegetation aufhielten. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter an den Sommernachweispunkten sind in A 2, Tabelle 7 zusammengefasst. Auf Grund der untergeordneten Bedeutung der Bodenvegetation für Auerhühner im Winter (geschlossene

Schneedecke zwischen November und April) wird auf die Darstellung der Geschlechterunterschiede im Winterhabitat verzichtet.

7.7.2. Vergleich der Bodenvegetation in Winter- und Sommerhabitaten

7.7.2.1. Thüringen

Der statistische Vergleich von Winternachweispunkten ($n = 123$) mit Sommernachweispunkten ($n = 120$) von Auerhühnern erbrachte für die gesamte Deckung der Bodenvegetation, für die Höhe der Ericaceen und für die Gras- und Krautvegetation signifikante Unterschiede (A 4, Abb. 26, 28 u. 32, U-Test, $p < 0,01$; $p < 0,05$). Der Vergleich der Deckungsgrade der Ericaceen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 30, U-Test, $p < 0,001$).

Die Vögel nutzten im Sommer Habitate mit einer höheren Gesamtdeckung der Bodenvegetation sowie höheren Deckungsgraden und größeren Höhen der Ericaceen. In den Winterhabitaten war der Deckungsgrad der Gras- und Krautvegetation höher als in den Sommerhabitaten. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 8, zusammengefasst.

7.7.2.2. Russland

Der statistische Vergleich von Winternachweispunkten ($n = 120$) mit Sommernachweispunkten ($n = 144$) von Auerhühnern erbrachte hochsignifikante Unterschiede für den Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation, die Höhe und Deckung der Ericaceen, den Deckungsgrad der Gras- und Krautvegetation sowie der Baumverjüngung (A 4, Abb. 27, 29, 31, 33 u. 34, U-Test, $p < 0,001$). Die Vögel nutzten im Sommer größere Höhen der Ericaceen und höhere Deckungsgrade der Baumverjüngung und der Gras- und Krautvegetation. Die Mittelwerte und Mediane für die signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 9, zusammengefasst.

7.7.3. Vergleich der Bodenvegetation in angebotenen und genutzten Habitaten

7.7.3.1. Thüringen

Der Vergleich der Nachweispunkte ($n = 243$) mit den Zufallspunkten ($n = 223$) erbrachte für die Parameter Gesamtdeckung der Bodenvegetation, Höhe und Deckung der Ericaceen und Baumverjüngung hochsignifikante Unterschiede (A 4, Abb. 35, 37, 39 u. 41, U-Test, $p < 0,001$). Kein Unterschied konnte für die Gras- und Krautvegetation registriert werden. An den Nachweispunkten waren die Wuchshöhe und der Deckungsgrad der Ericaceen sowie die Gesamtdeckung der Bodenvegetation höher als an den Zufallspunkten. Mittelwerte und Mediane für die Zufalls- und Nachweispunkte sind in A 2, Tabelle 10, zusammengefasst.

7.7.3.2. Russland

Der Vergleich der Nachweispunkte ($n = 264$) mit den Zufallspunkten ($n = 200$) erbrachte nur für die Gesamtdeckung der Bodenvegetation einen hochsignifikanten Unterschied (A 4, Abb. 36, U-Test, $p < 0,001$). Signifikante Unterschiede wiesen die Parameter Höhe und Deckung der Ericaceen, Deckungsgrad der Baumverjüngung (A 4, Abb. 38, 40 u. 42, U-Test, $p < 0,05$) und die Gras- und Krautvegetation auf (A 4, Abb. 43, U-Test, $p < 0,01$). Die Auerhühner nutzten im russischen Untersuchungsgebiet Habitate mit höheren Deckungsgraden der Ericaceen und der Baumverjüngung. An den zufällig ausgewählten Punkten waren die Gesamtdeckung der Bodenvegetation und die Deckungsgrade der Gras- und Krautvegetation größer. Außerdem zeigten die Ericaceen an den Zufallspunkten größere Wuchshöhen. Die Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter sind in A 2, Tabelle 11, zusammengefasst.

7.7.4. Vergleich der Zusammensetzung der Bodenvegetation in Thüringen und Russland

Der Vergleich der Bodenvegetation an Nachweispunkten in Thüringen ($n = 243$) und Russland ($n = 264$) erbrachte für folgende Parameter hochsignifikante Unterschiede: Gesamtdeckung der Bodenvegetation, Deckungsgrad der Baumverjüngung und der Gräser und Kräuter (A 4, Abb. 44, 46 u. 47, U-Test, $p < 0,001$). Weiterhin konnte ein signifikanter Unterschied für den Deckungsgrad der Ericaceen (A 4, Abb. 45, U-Test, $p < 0,05$) ermittelt werden. Alle betrachteten signifikanten Parameter der Bodenvegetation wiesen in den russischen Lebensräumen höhere prozentuale Deckungsgrade auf.

7.7.5. Ergebnisse der logistischen Regressionsanalysen für Auerhuhnhabitate in Thüringen und Russland

Um zu ermitteln, welches die bestimmenden Habitatparameter für das Vorkommen der Auerhühner in Thüringen und Russland sind, wurden mit den erhobenen Daten logistische Regressionsmodelle berechnet. Der Wert des Nagelkerke R-Quadrats zeigt die erklärte Varianz des Modells und ist gleichzeitig ein wichtiger Wert für die Abschätzung der Eignung des Modells. Mit Hilfe einer Autokorrelation wurde die räumliche Abhängigkeit der Datenpunkte getestet. Das Moran's I ist sehr nahe bei Null (0.00126). Es besteht also keine räumliche Abhängigkeit zwischen den einzelnen Probekreisen (siehe Kap. 5.9.).

7.7.5.1. Thüringen

Das Gesamtmodell erlaubt mit einem Nagelkerke R-Quadratwert von 0,542 (Tab. 4) eine gute Vorhersage der wichtigsten biologisch sinnvollen Habitatparameter in Bezug auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen. Die unabhängigen Variablen Kiefer als bevorzugte Baumart, Schlussgrad des Waldbestandes, Höhe der Ericaceen und das Baumalter erklären die

Habitatwahl zu 54,2 %. Diese Variablen haben einen signifikanten Einfluss auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen (Tab. 5, Abb. 32, 34, 36, 38). In Schritt 5 des Modells war die Fichte noch vorhanden. Da diese aber mit der Kiefer hoch korreliert ist (Korrelation nach Spearman, $p < 0,01$), wurde sie entfernt. Außerdem ist die Fichte im gesamten Untersuchungsgebiet die dominante Baumart und daher kein erklärender Faktor für das Vorkommen von Auerhühnern.

Tab. 4: Modellzusammenfassung Thüringen

	Schritt	Cox & Snell R-Quadrat	Nagelkerke R-Quadrat
1	389,928(a)	,410	,546
2	389,928(a)	,410	,546
3	389,936(a)	,410	,546
4	389,990(a)	,410	,546
5	392,687(a)	,406	,542

Tab. 5: Mit logistischer Regression ermittelte bestimmende Habitatparameter für das Vorkommen von Auerhühnern in Thüringen

	Regressionskoeffizient B	Standardfehler	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 5(a) Kiefer	,006	,001	54,213	1	,000	1,006
Schlussgrad	-,134	,018	57,325	1	,000	,875
Höhe Ericaceen	,041	,010	17,866	1	,000	1,042
Bestandesalter	,015	,004	16,402	1	,000	1,015
Konstante	3,168	1,056	8,994	1	,003	23,756

a In Schritt 1 eingegebene Variablen: Kiefern je ha, Fichten je ha, Gesamtdeckung der Bodenvegetation, Bestandesschlussgrad, Höhe der Ericaceen, Deckungsgrad der Ericaceen, Deckungsgrad der Baumverjüngung, Deckungsgrad der Gras- u. Krautvegetation, Bestandesalter.

7.7.5.2. Russland

In Russland ist der Unterschied zwischen den Nachweis- und Zufallspunkten nur sehr gering. Das Habitat ist hier auf großer Fläche für Auerhühner geeignet. Mit einem Nagelkerke R-Quadrat Wert von 0,38 (Tab. 6) ist der Erklärungswert des Modells geringer als in Thüringen. Die erklärenden Parameter im russischen Untersuchungsgebiet sind ähnlich denen des Thüringer Gebietes (Tab. 7). Es sind die unabhängigen Variablen Kiefer als bevorzugte Baumart, Deckungsgrad der Ericaceen und Deckungsgrad der Baumverjüngung, welche die Habitatwahl der Auerhühner in Russland zu 38 % erklären (Abb. 33, 35, 37). Die Variablen Fichte, Deckungsgrad der gesamten Bodenvegetation, Bestandesschlussgrad, Höhe der Ericaceen, Deckungsgrade der Gras- und Krautvegetation und Bestandesalter waren hochkorreliert

(Korrelation nach Spearman, $p < 0,01$) mit den oben genannten bevorzugten Parametern und wurden entfernt.

Tabelle 6: Modellzusammenfassung Russland

Schritt	-2 Log-Likelihood	Cox & Snell R-Quadrat	Nagelkerke R-Quadrat
1	485,240(a)	,283	,380

Tabelle 7: Mit Hilfe von logistischer Regression ermittelte, bestimmende Habitatparameter für das Vorkommen von Auerhühnern in Russland

		Regressionskoeffizient B	Standardfehler	Wald	df	Sig.	Exp(B)
Schritt 1(a)	Kiefer	,002	,001	12,886	1	,000	1,002
	Deckungsgrad Ericaceen	,134	,017	60,171	1	,000	1,144
	Deckungsgrad Baumverjüngung	,123	,018	49,512	1	,000	1,131
	Konstante	4,267	1,325	10,367	1	,001	71,328

a In Schritt 1 eingegebene Variablen: Kiefern je ha, Fichten je ha, Gesamtdeckung der Bodenvegetation, Bestandesschlussgrad, Höhe der Ericaceen, Deckungsgrad der Ericaceen, Deckungsgrad der Baumverjüngung, Deckungsgrad der Gras- u. Krautvegetation, Bestandesalter.

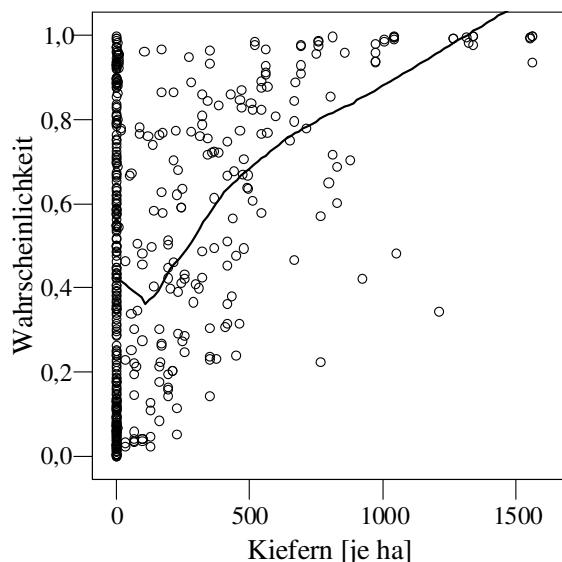


Abb. 32: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Vorkommen der Kiefer in Thüringen

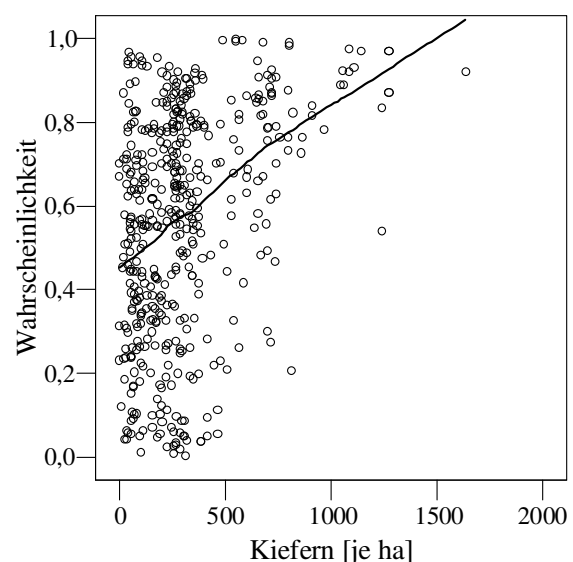


Abb. 33: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Vorkommen der Kiefer in Russland

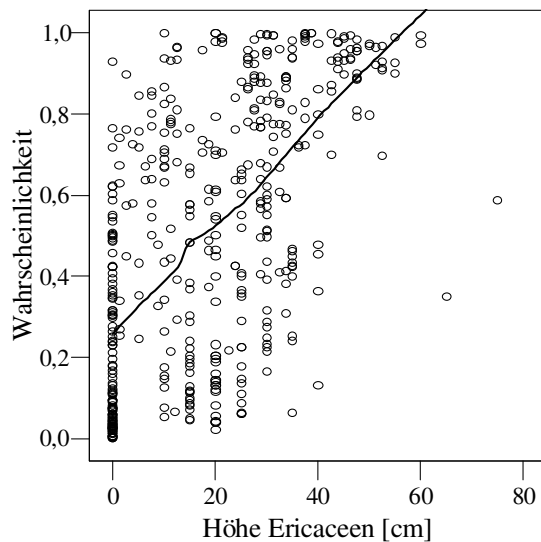


Abb. 34: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Bestandesschlussgrad in Thüringen

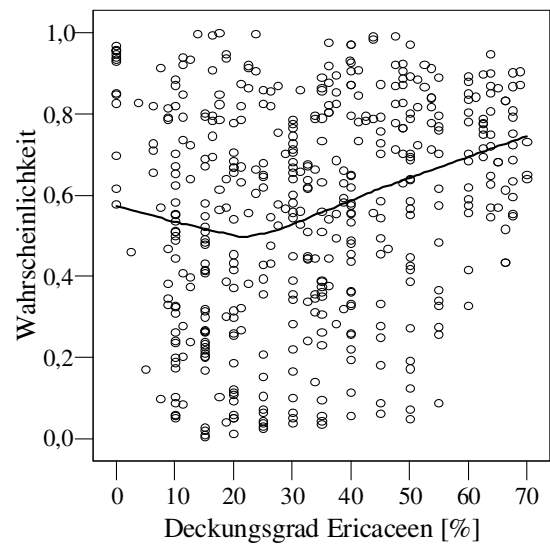


Abb. 35: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Deckungsgrad der Ericaceen in Russland

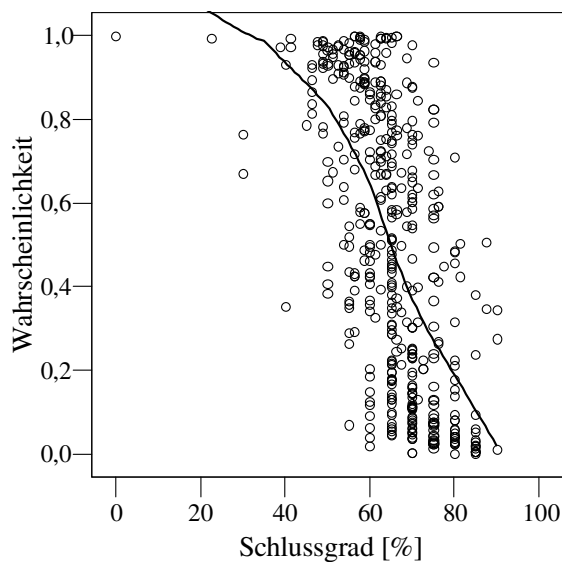


Abb. 36: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Bestandesschlussgrad in Thüringen

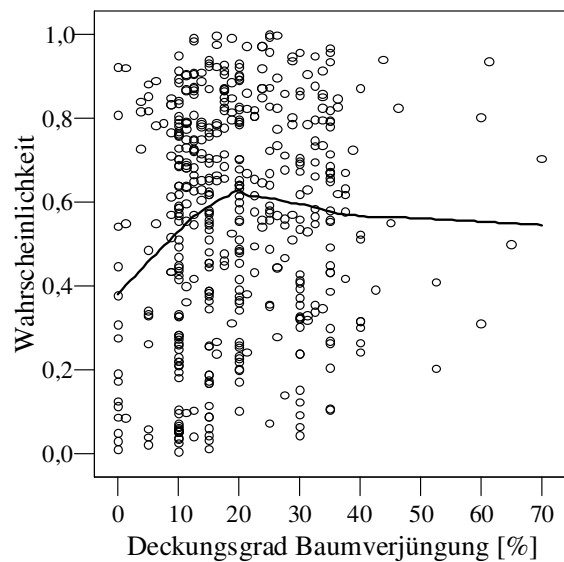


Abb. 37: Vorhergesagte Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Deckungsgrad der Baumverjüngung in Russland

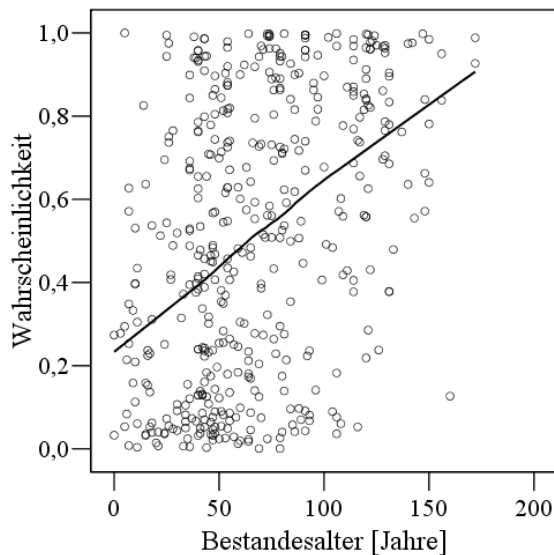


Abb. 38: Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von Auerhühnern in Abhängigkeit vom Alter des Waldbestandes in Thüringen

7.7.6. Die Bedeutung der Ericaceen und deren Vitalität

7.7.6.1. Thüringen

Wie im vorangegangenen Kapitel (7.7.5.) ausgeführt, bevorzugten die Vögel größere Höhen und Deckungsgrade der Ericaceen zu jeder Jahreszeit im Vergleich zu den zufällig ausgewählten Habitatpunkten. Betrachtet man die prozentuale Verteilung der Auerhuhnnachweise auf die verschiedenen Deckungsklassen der Ericaceen, so wird deutlich, dass 40 % der Sommernachweise in der Deckungsklasse zwischen 20 und 39 % ($n = 48$) erbracht wurden. In die Deckungsklasse zwischen 40 und 59 % fielen 24 % ($n = 29$) der Sommernachweise (Abb. 39). Bezogen auf das Angebot im gesamten Untersuchungsgebiet gab es eine überproportional häufige Nutzung von Standorten mit mehr als 20 % Bodenbedeckung der Ericaceen. Die starke Bindung der Vögel an die Ericaceen reichen Waldstandorte wird auch dadurch deutlich, dass es bei dem Vergleich von angebotenen und genutzten Habitaten keine signifikanten Unterschiede in der Nutzung vergraster bzw. verkrauteter Standorte gab.

Bewertet man alle Zufallspunkte ($n = 223$) und Nachweispunkte ($n = 243$) nach den genannten Kriterien und vergleicht diese, so wird deutlich, dass der Zustand der Heidelbeere an den zufällig ausgewählten Punkten nur in 20 % der Fälle das Kriterium vital aufweist. An den Nachweispunkten hingegen sind es 60 % (Abb. 41). Dieser Unterschied ist hochsignifikant (U-Test, $p < 0.001$). Die Anteile beeinträchtigter- und stark beeinträchtigter Vitalität sind bei beiden Gruppen annähernd gleich, wohingegen der Anteil ohne Ericaceenvegetation sich deutlich unterscheidet (U-Test, $p < 0.001$). Die Auerhühner wurden nur in 14 % der Fälle in

Habitaten ohne Ericaceen nachgewiesen. Für die Zufallspunkte betrug dieser Anteil 43 % (Abb. 39).

7.7.6.2. Russland

In Russland war das Artenspektrum der Ericaceen größer als in Thüringen. Allerdings war auch hier in den Wäldern die Heidelbeere (*Vaccinium myrtillus*) der häufigste flächig verbreitete Zwergstrauch. Die Preiselbeere (*Vaccinium vitis-idaea*) war überall zu finden, wobei ihre mittleren Deckungsgrade unter drei Prozent lagen. Weiterhin wurden in den Mooren und deren Randbereichen Rauschbeere (*Vaccinium uliginosum*), Moosbeere (*Vaccinium oxycoccus*), Sumpfporst (*Ledum palustre*) und Torfgränke (*Chamaedaphne calyculata*) erfasst. Da der Hauptanteil der Nachweise nicht in den Mooren erbracht wurde, war auch der Anteil dieser moorbewohnenden Ericaceen so gering, dass es sinnvoll erschien, alle genannten Arten der Familie der Ericaceen zusammenzufassen. Eine Schädigung der Zwergstrauchvegetation, wie sie in Thüringen festgestellt wurde, konnte im russischen Untersuchungsgebiet nicht registriert werden.

Abbildung 34 zeigt, dass auch in Russland in der Deckungsklasse zwischen 20 und 39 % fast die Hälfte aller Sommernachweise (46 %, n = 81) erbracht wurden. In den Deckungsklassen 40 - 59% und 60 - 79 % erfolgten 39 % aller Sommernachweise. In diesen Deckungsklassen wurden fast ausschließlich Weibchen nachgewiesen. Betrachtet man die Situation der Ericaceen an den Zufallspunkten (n = 200, Abb. 40), so wird deutlich, dass in den für Auerhühnern relevanten Deckungsklassen (20 - 80 %) ein ausgewogenes Angebot vorhanden ist. Im Gegensatz zum Thüringer Untersuchungsgebiet, in dem die Ericaceen-Vorkommen inselartig verteilt sind, zeigen sie in Russland eine flächige Verbreitung.

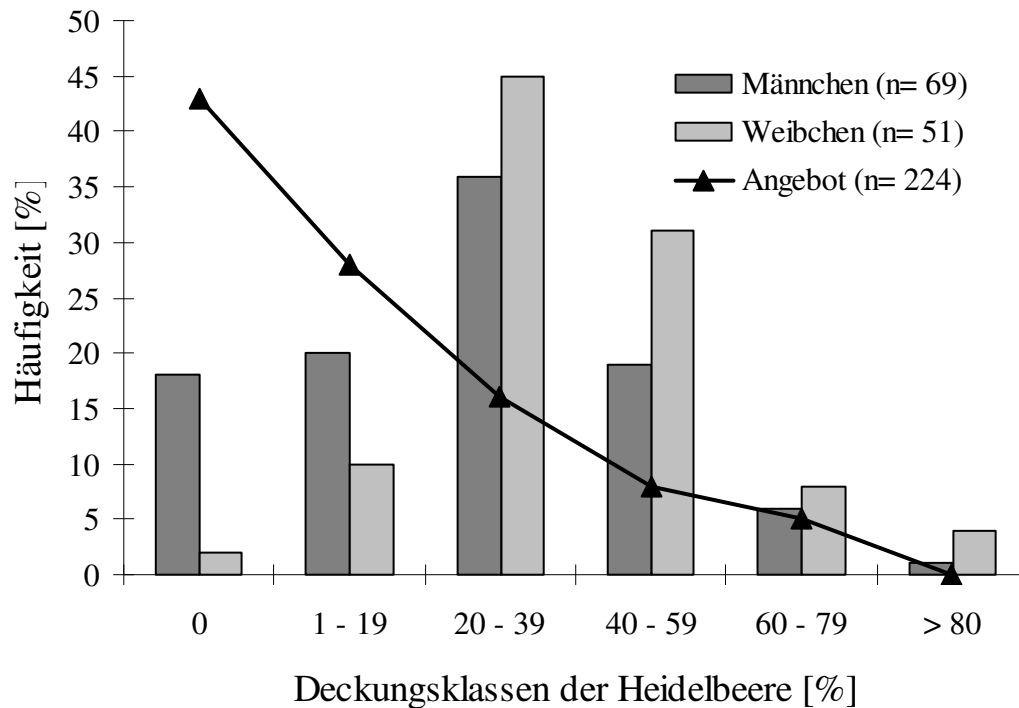


Abb. 39: Prozentuale Häufigkeit der Sommernachweise von Auerhühnern in Thüringen in Beziehung zum Vorkommen der Ericaceen-Deckungsklassen. Weiterhin ist die Verteilung des Angebotes auf die Deckungsklassen der Ericaceen im Untersuchungsgebiet dargestellt.

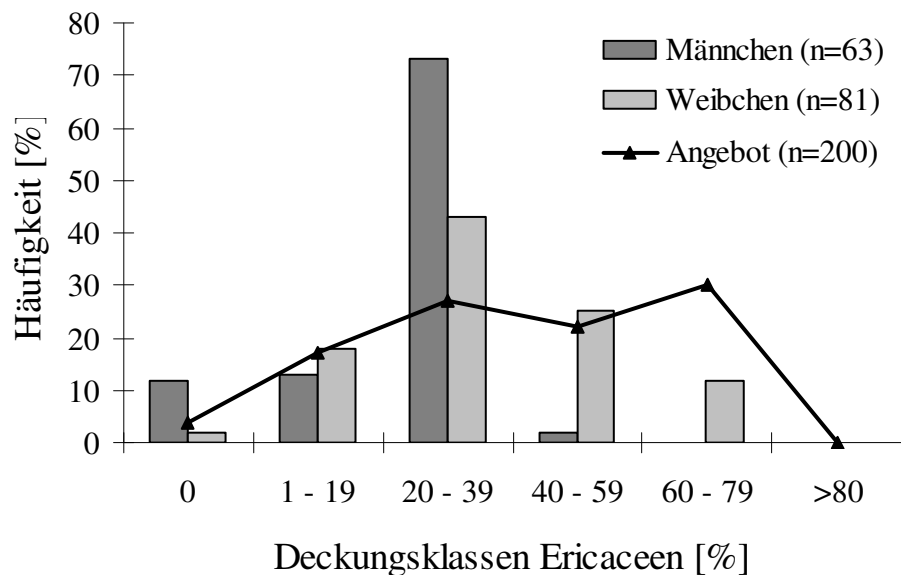


Abb. 40: Prozentuale Häufigkeit der Sommernachweise von Auerhühnern in Russland in Beziehung zum Vorkommen der Ericaceen-Deckungsklassen. Weiterhin ist die Verteilung des Angebotes auf die Deckungsklassen der Ericaceen im Untersuchungsgebiet dargestellt.

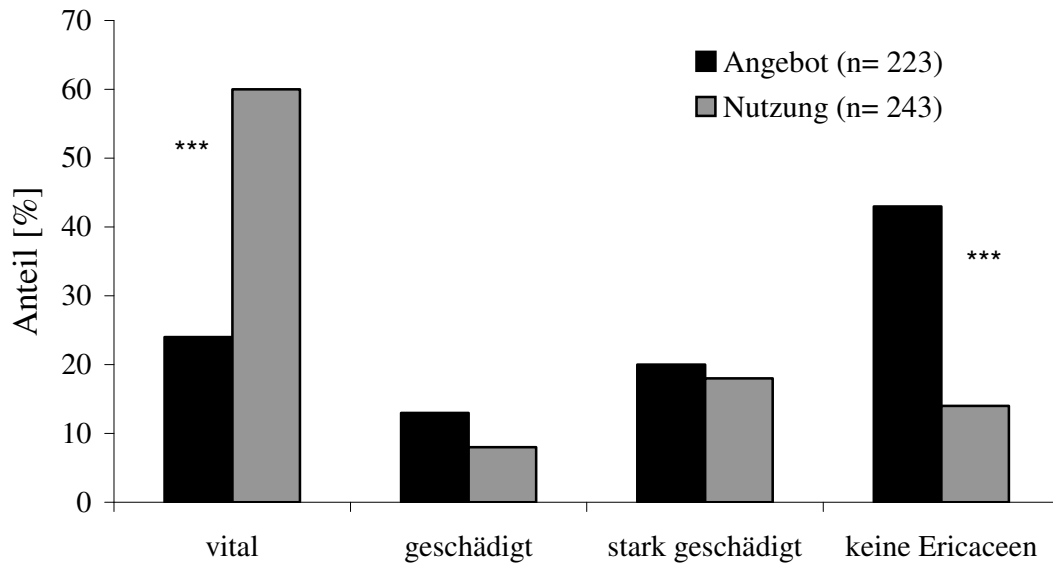


Abb. 41: Zustand der Ericaceen (in drei Kategorien eingeteilt) und die Anteile von Punkten ohne Ericaceen-Vegetation an zufällig ausgewählten Punkten (Angebot) und an Punkten mit Auerhuhnnachweisen (Nutzung) in Thüringen

8. Diskussion

8.1. Parasitenbefall der Vögel

Unter den nachgewiesenen Darmparasiten dominierten nach Befallsexintensität als auch nach Befallsintensität Kokzidien der Gattung *Eimeria*. Diese dürften nach Eckert et al. (1992) auch die aggressivsten Parasiten unter den betrachteten Arten sein. Demgegenüber war der Befall mit Capillarien (Haarwürmer) und Ascariden (Spulwürmer) wesentlich geringer.

Die Entwicklungsstadien der Kokzidien nisten sich in der Darmwand des Wirtes ein. Die Schäden der Darmschleimhaut führen zu einem Gewichtsverlust, der durch verminderte Futterraufnahme, mangelhafte Verdauung der aufgenommenen Nahrung, gestörte Resorption von Nährstoffen und Plasmaproteinverlust bedingt wird (vgl. Eckert et al. 1992). Die Infektionsgefahr mit den genannten Parasiten ist bei der Haltung der Vögel auf engem Raum gegeben, was auch die Ergebnisse der Kotuntersuchungen zeigen.

Es wurde vermutet, dass ein Grund für die hohen Verluste nach der Freilassung der Parasitenbefall (besonders hochgradige Kokzidiose) ist. Die Auswertung der Untersuchungsergebnisse der Kotproben konnte diese Vermutung jedoch nicht bestätigen. Es ist allerdings zu beachten, dass bei einer frischen Parasiteninfektion die koprologischen Ergebnisse nur die Ausscheidung von Entwicklungsstadien zeigen und keine sichere Aussage über den tatsächlichen Gesundheitszustand der befallenen Vögel zulässt.

Von einigen Vögeln ist bekannt, dass sie einen starken Kokzidienbefall bei der Ankunft in Thüringen aufwiesen und schon nach einem Monat im Gelände völlig parasitenfrei waren.

Grund dafür kann zum einen die prophylaktische Behandlung während der Quarantäne mit entsprechenden Medikamenten sein, welche über das Trinkwasser verabreicht wurden (Graf 2001). Weiterhin dürfte sich, bezogen auf die Kokzidiose, die Pathogenese der *Eimeria*-Arten günstig ausgewirkt haben. Die Vermehrung dieser Einzeller im Wirt ist zeitlich begrenzt. Nach einmaliger Infektion wird der Wirt im Oozystenstadium verlassen und es ist eine Neuinfektion nötig. Diese findet nach der Freilassung mit hoher Wahrscheinlichkeit kaum wieder statt, so dass die Vögel schnell Kokzidien-frei werden.

Die Schadwirkung der *Eimeria*-Arten im Wirt hängt außer von der Zahl und der Virulenz der aufgenommenen Oozysten auch von einer Prämunizität des Wirtsvogels ab (Eckert et al. 1992). Diese wirkt dem Parasitenbefall entgegen und hat sich in der vorliegenden Untersuchung sicher positiv auf den Gesundheitszustand der Auerhühner ausgewirkt.

8.2. Telemetry

8.2.1. Raum- und Habitatnutzung

Auerhühner sind sehr standorttreue Vögel, die sich in der Regel in einem Umkreis von ein bis drei Kilometern um den Erbrütungsort ansiedeln (Wegge et al. 1982, Romanov 1988, Wegge 1989, Storch 1993). Sie zeigen mehr oder weniger ausgeprägte saisonale Bewegungen (Rolstad 1989, Hjorth et al. 1993, Hjeljord et al. 2000). Romanov (1988) und Rolstad (1989) unterscheiden zwischen ansässigen und wandernden Vögeln in Russland und Süd-Norwegen.

Die umgesiedelten Auerhühner mussten sich die Habitate des Aussetzungsgebietes im Thüringer Schiefergebirge erschließen und auch ihre territoriale Struktur neu aufbauen. Größere Wanderbewegungen einiger Vögel wurden verstärkt in den Wochen nach der Freilassung und in der Paarungszeit im Frühjahr festgestellt. Es ist zu vermuten, dass die großen Exkursionen der Erkundung des neuen Lebensraumes dienten, wie es Burt (1943) schon postulierte. Anschauliche Beispiele dafür liefern die Weibchen Nr. 15 und 16 und die Männchen Nr. 1 und 4. Ein Teil der Männchen suchten im Frühjahr aktiv Artgenossen an den Balzplätzen. Dafür überwandern sie große Strecken. Von diesen Erkundungsflügen kehrten sie immer wieder in ihr Auswilderungsgebiet zurück. Solches Umherstreifen in der Balzzeit wird aus Skandinavien, Russland, dem Alpenraum und dem Schwarzwald vor allem für jüngere Männchen beschrieben (Romanov 1979, Wegge et al. 1982, Schroth 1990, Storch 1997b). Das lässt sich auch am Beispiel von Männchen Nr. 1 für Thüringen bestätigen. Es war nach der Altersbestimmungsmethode von Moss (1987) bis eineinhalb Jahre alt (2. - 3. Kalenderjahr). Es wurden von diesem Vogel zwischen März und Juni sieben größere Erkundungsflüge registriert, bei denen er jedes Mal 5 - 7 km zurücklegte und immer wieder an den Auswilderungsort zurückkehrte. Solches Verhalten beschreibt auch Schroth (1990) von einem telemetrierten

Männchen aus dem Schwarzwald. In Skandinavien besuchten junge Männchen (2. Kalenderjahr) während des Höhepunkts der Balz drei bis vier verschiedene Plätze und legten dabei Distanzen bis zu 15 km zurück (Wegge & Larsen 1987). Die Beobachtungen an den Balzplätzen zeigten, dass auch in Thüringen jüngere Männchen die Balzplätze besuchten, sich dort aber nicht aktiv am Balzgeschehen beteiligten. Diese jungen Männchen waren nur sporadisch am Balzplatz zu beobachten, was darauf hindeutet, dass sie noch andere in der Umgebung befindliche Balzplätze aufsuchten.

Sowohl das junge Männchen Nr. 1 als auch das alte Männchen Nr. 4 zeigten im ersten Frühjahr nach der Freilassung ein sehr ähnliches Verhalten. Beide unternahmen während der Balzzeit größere Exkursionen. Diese Beobachtungen deuten darauf hin, dass die Raumnutzung der frisch umgesiedelten Vögel nicht vom Alter abhängig war. Möglicherweise führen auch ältere Männchen nach einer Translokation wieder größere Bewegungen durch, um sich den neuen Lebensraum zu erschließen.

Auch für zwei Weibchen (Nr. 15 u. 16) wurden große Bewegungen während der Paarungszeit registriert. Beide gaben abrupt ihre Winterwohngebiete auf und wanderten innerhalb von ein bzw. zwei Wochen über 15 km weit. Weibchen Nr. 16 bewegte sich in ein 16 km entferntes Gebiet, in dem sich ein Balzplatz etabliert hatte, der 2003 von mindestens 2 Männchen besetzt war. Das Weibchen wurde an diesem Balzplatz zweimal geortet. Ähnliches Verhalten zeigte auch das Weibchen Nr. 15. Es wanderte nach Aufgabe seines Winterwohngebietes zurück in das Freilassungsgebiet, wo zeitgleich ein Männchen mit Territorialverhalten beobachtet wurde. Zu diesem Zeitpunkt hielten sich insgesamt zwei bis drei Männchen im Gebiet auf. Diese Nachweise von besenderten Weibchen an Balzplätzen belegen, dass sie im Frühjahr die Wälder großflächig nach Geschlechtspartnern absuchen. Auch Wegge (1985) und Storch (1997a) beobachteten, dass die Weibchen vor der Paarung oft mehrere Balzplätze besuchen. Ersterer beschreibt für skandinavische Auerhennen die plötzliche Aufgabe der Winterwohngebiete in der ersten und zweiten Aprilwoche.

Weibchen Nr. 15 und Männchen Nr. 1 demonstrieren die große Mobilität eines Teils der Auerhühner bei der Erschließung und Erkundung neuer Wohngebiete außerhalb der Paarungszeit. Was der Auslöser für diese großen Erkundungsflüge im Winter war, ist nicht bekannt, aber Störungen könnten dieses Verhalten erklären. Storch (1995a) und Hjeljord et al. (2000) beschreiben, dass Männchen im Sommer ihren Aktionsraum erweitern und umherstreifen. Rolstad et al. (1988) ermittelten in einer Telemetriestudie in Norwegen, dass 77 % der sendermarkierten Männchen ein separates Sommerwohngebiet nutzten. Männchen Nr. 1 suchte in den ersten drei Jahren nach der Freilassung jeden Sommer ein anderes Wohngebiet auf und

führte während des Sommers größere Bewegungen durch. Storch (1995a) wertet die sommerliche Erweiterung des Aktionsraumes als eine Prädatorenvermeidungsstrategie der Männchen, die einen großen Teil des Jahres in Balzplatznähe verbringen, wo das Prädationsrisiko hoch ist (Müller 1974, Klaus 1984, Storch 1995a). Durch das Verlassen des Balzplatzareals im Sommer werden die Männchen als Beute für Prädatoren weniger berechenbar. Ein weiterer Nachweis einer großen Sommerbewegung eines Männchens in Thüringen konnte durch die genetische Analyse von Mauserfedern erbracht werden. Ende Juli 2004 wurden frische Mauserfedern eines Männchens gefunden. Mitte August 2004 wurden von dem selben Vogel frische Mauserfedern in einem 6 km entfernten Gebiet nachgewiesen, wo sich ein Balzplatz befindet, der von 2003 bis 2007 von zwei bis drei Männchen besucht wurde. Hjeljord et al. (2000) untersuchten die räumlichen Bewegungen von 52 Männchen nach der Balzzeit und im Sommer. Sie ermittelten während dieser Zeit eine mittlere Entfernung von 2,3 km vom Balzplatz. Zwei Männchen in der Studie von Hjeljord et al. (2000) entfernten sich 6 und 7 km vom Balzplatzzentrum.

Das Wanderverhalten und damit auch die Entfernung zum Freilassungsort und die Aktionsraumgrößen der telemetrierten Vögel variierten recht stark. Das wird auch aus anderen Studien beschrieben (z. B. Wegge 1984, Menoni 1991, Storch 1995a). Die mittleren Aktionsraumgrößen in der vorliegenden Untersuchung liegen über denen aus dem Alpenraum (Storch 1995a) und Skandinaviens (Wegge 1984, Rolstad 1989), was u. a. mit der Erschließung von Wohngebieten nach der Translokation und mit der Verteilung geeigneter Habitate (Buttig 1996) im Thüringer Untersuchungsgebiet zu erklären ist. Die Waldlandschaft des Thüringer Schiefergebirges ist auf Grund der bis 1990 großflächig praktizierten Kahlschlagbewirtschaftung der Wälder und durch alte Rodungstätigkeit fragmentiert. Die guten bis sehr guten Auerhuhnlebensräume (Klassifikation von Schroth 1994) sind unregelmäßig über das Auswilderungsgebiet verteilt (Buttig 1996), was zur Folge hat, dass die Vögel auf der Suche nach geeigneten Habitaten zum Teil große Strecken zurücklegen mussten. Auch Storch (1997b) und Rolstad & Wegge (1989) beschreiben, dass sich die Wohngebiete von Auerhühnern mit der Zunahme der Fragmentierung der Wälder vergrößern. Die Entfernung geeigneter Habitate voneinander und deren Flächengröße beeinflussen die Nutzbarkeit der Waldlandschaft durch das relativ sesshafte Auerhuhn (Bollmann et al. 2005). Wie die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit zeigen, überwandern die Vögel in Thüringen durchaus große Distanzen (> 10 km) auf der Suche nach geeigneten Lebensräumen. Auch aus Süd- Skandinavien, dem Alpenraum und Russland werden Wanderungen von > 10 km beschrieben (Rolstad 1989, Hjorth et al. 1993, Storch 1995a, Hjeljord et al. 2000).

Es zeigte sich, dass die Auerhühner sogar in der Lage waren, größere Distanzen von Offenland zu überqueren. In einer relativ zusammenhängenden Waldlandschaft, wie dem Thüringer Schiefergebirge, wandern die Vögel ohne Probleme auch größere Strecken (Unger & Klaus 2007). Ein Weibchen aus der Zuchtstation, das im Herbst 2005 im Thüringer Schiefergebirge ausgewildert wurde, konnte im April 2006 bei Schleusingen kontrolliert werden (Ringableung). Es hatte sich über 60 Kilometer vom Auswilderungsort entfernt. Weitere Fernbewegungen von Männchen und Weibchen ohne Sender sind durch eine Reihe von Ringfunden und Beobachtungen weit entfernt (10 - 24 km) vom nächsten Auswilderungsort belegt. Glutz v. Blotzheim et al. (1994) führen Fernflüge von 42, 67 und sogar 120 km auf. Diese bilden aber wohl die Ausnahme. Die größte Entfernung für ein in Norwegen markiertes Auerhuhn betrug 75 km (Myrberget 1978).

Storch (1997a) beschreibt eine Metapopulationsstruktur für Auerhuhnpopulationen. Nach Levins (1969, 1970) ist eine Metapopulation ein System aus mehreren eigenständigen Subpopulationen, die über Dismigration miteinander verbunden sind. Dabei spielen drei Grundelemente in der Landschaft eine wichtige Rolle: die Habitatinselfn (Patches), die nichtbesiedelbaren Bereiche zwischen den Habitatinselfn (Matrix) und Korridore als verbindende Längsstrukturen zwischen Habitatinselfn (Halle & Klaus 1999). Einige Telemetrystudien versuchten die Frage zu klären, welche Distanz zwischen den Habitatinselfn kann von Auerhühnern noch überwunden werden (u. a. Rolstad 1989, Storch 1995a, 1997, Hjeljord et al. 2000). Storch (1997) beschreibt ein Teilareal des Auerhuhns in den Alpen, das aus besiedelbaren Habitatinselfn (Nadelbaum dominierte Wälder der Hang- und Hochlagen) und nicht besiedelbaren Flächen (Wiesen, Äcker und Siedlungsräumen)- den sogenannten Matrixbereichen- besteht. Diese Matrixbereiche, die im Zuge der Dismigration von Jungvögeln und z. T. auch von Altvögeln noch überwunden werden können, waren in den Alpen 2 - 8 km breit.

Im Auswilderungsgebiet in Thüringen sind durch die Kahlschlagnutzung der vergangenen Jahrzehnte die Altbestände, in denen sich oft die optimalen Auerhuhnhabitate befinden, fragmentiert (Boock 1998). In seiner Untersuchung zur Qualität der Auerhuhnlebensräume im Thüringer Schiefergebirge stellte Buttig (1996) fest, dass die guten bis sehr guten Habitate einen Flächenanteil von 14 % einnehmen und häufig weit verstreut sind. Auf den Wanderungen nutzten die Vögel auch jüngere Waldbestände mit einer weniger geeigneten Habitatstruktur, was zeigt, dass diese keine unüberwindbare Barriere für die Tiere darstellen und die Korridorfunktion erfüllen.

Beeindruckend war die Fähigkeit der Vögel, sich nach ihren Ausflügen und nach längerer Abwesenheit wieder in das unmittelbare Auswilderungsgebiet zurückzufinden. Die umfang-

reichen Forschungen zur Navigation von Vögeln (z. B. Lindahl 1982, Wiltschko & Wiltschko 1999 a-d, Berthold 2000) liefern dafür mögliche Erklärungen. Die zugrunde liegenden Mechanismen für das Heimfinden (in der vorliegenden Untersuchung ist das Freilassungsgebiet gemeint) fasst Kramer (1953, 1959) unter dem Begriff des Karte-Kompasskonzeptes zusammen. Ausgangspunkt ist die Überlegung, dass für die Navigation ein „Kompass“ allein nicht ausreicht, sondern eine „Karte“ als Zusatzinformation vorhanden sein muss, auf der mit Hilfe des „Kompasses“ die Heimzugrichtung ermittelt werden kann. Mit dem Begriff „Karte“ ist eine Anordnung von Informationen gemeint, d. h. Vögel müssen sich mit der Verteilung der Landmarken und der Navigationsfaktoren in ihrer Heimatregion vertraut machen (Wiltschko & Wiltschko 1999b). Offenbar waren die umgesetzten Auerhühner nach kurzer Zeit in der Lage, sich im neuen Lebensraum Landmarken einzuprägen, sich danach zu orientieren und zu navigieren. Sie lernten innerhalb weniger Wochen das Freilassungsgebiet kennen, wie es die Beispiele der Männchen 1 und 4 und der Weibchen 15 und 16 belegen. Diese Beobachtungen bestätigen die Feststellungen von Wiltschko & Wiltschko (1999b), dass die Orientierungsmechanismen unabhängig vom Alter flexibel bleiben und durch Lernvorgänge neuen Situationen angepasst werden können. Es handelt sich bei der Erstellung der „Karte“ nicht um echte „Prägung“ im Sinne von Lorenz (1935).

Wegge & Rolstad (1986), Storch (1997) und Hjeljord et al. (2000) beschreiben, dass sich Auerhühner mehrere Wochen bzw. Monate bis zu 10 km von den Kerngebieten entfernten und später wieder dorthin zurückkehrten. Romanov (1979) hingegen berichtet, dass Auerhühner, die mehr als 15 km von ihren Wohngebieten wegtransportiert wurden, nicht mehr ins alte Revier zurück kamen. Er schließt daraus, dass den Vögeln ein Heimfindevermögen über größere Strecken fehlt. Allerdings war diese Studie keine Telemetriestudie und der Wiederfang der markierten Vögel erfolgte zufällig. Diese Methode ist nicht so zuverlässig und aussagefähig wie die Telemetrie.

Die russischen Vögel stammen aus einem moorreichen, feuchten Flachlandwaldgebiet, das vorrangig durch Moorkiefernwälder geprägt ist. Im Thüringer Schiefergebirge finden sie eher trockene Mittelgebirgsverhältnisse vor mit steil eingeschnittenen Bachtälern und Bergkuppen. Die natürlichen Gegebenheiten wie Geländemorphologie, Bodenvegetation, Baumartenanteile und Waldstrukturen unterscheiden sich zwischen dem Herkunfts- und dem Auswilderungsgebiet beträchtlich.

Daher war es besonders interessant zu beobachten, welche Habitate die Auerhühner im neuen Lebensraum wählen würden. Es stand die Frage im Vordergrund, ob die Vögel einem Suchschema folgen, welches sie sowohl vom Waldaufbau als auch von der Geländemorphologie

Gebiete aufsuchen lässt, die ihrem Herkunftsgebiet ähnlich sind. Bei dieser Annahme wäre zu erwarten gewesen, dass sie z. B. in die flacheren, baumartenreicheren Vorländer des Gebirges abwandern. Dies trat jedoch nicht ein, obwohl es im Vorland des Schiefergebirges in erreichbarer Entfernung große zusammenhängende Waldbereiche auf Buntsandstein gibt, die geeignete Auerhuhnhabitate aufweisen (z. B. Saale-Sandsteinplatte, Paulinzellaer Buntsandsteinland, Klaus 1995, Buttig 1996). Die Auerhühner blieben jedoch fast alle in den Hochlagen des Schiefergebirges. Die Tendenz, die flacheren Waldbereiche (< 500 m ü. NN) aufzusuchen, konnte nur in den ersten beiden Projektjahren (1999 u. 2000), in denen sowohl im Gebiet 1.1 als auch im Gebiet 1.3 (Abb. 14) ausgewildert wurde, bei 3 Vögeln festgestellt werden. Männchen Nr. 1 flog regelmäßig zwischen diesen beiden Gebieten hin und her. Der Gebietswechsel zwischen Gebiet 1.1 und Gebiet 1.3 konnte noch für zwei weitere Männchen registriert werden. Der Grund dafür, dass gerade die Vögel aus Gebiet 1.1 diese Tendenz zeigten, könnte die randliche Lage dieses Gebietes mit einer geringen Entfernung zu den geeigneten Habitaten des Vorlandes sein. Diese Situation findet sich in den anderen Auswilderungsgebieten des Schiefergebirges nicht. Hier leben die Auerhühner in einer geschlossenen Waldlandschaft mit einer größeren Distanz zum Vorland. Die Tatsache, dass der größte Teil der Vögel nicht in flachere Waldbereiche abwanderte, könnte ein Hinweis darauf sein, dass Geländemorphologie beim Kennen lernen des Lebensraumes durch die Jungvögel keine Rolle spielt oder die Plateaulagen in das Schema des Flachlandlebensraumes passen. Außerdem weisen die Plateau- und Kuppenlagen des Thüringer Schiefergebirges häufig noch geeignete Auerhuhnlebensräume auf, da es in diesen exponierten Lagen verstärkt zu Schnee- und Windbruch kommt. Das bedingt wiederum eine lichte Waldstruktur mit einer gut ausgeprägten Beerstrauchvegetation. Die besonders gute Habitateignung der Höhenlagen der Mittelgebirge beschreiben auch Schroth (1994) aus dem Schwarzwald und Scherzinger (2003) aus dem Bayerischen Wald.

Trotz der Unterschiede der Wälder im Herkunftsgebiet (Moor-Kiefernwälder) und dem Auswilderungsgebiet (reine Fichtenforste bzw. fichtendominierte Forste mit Anteilen von Kiefern) ähneln sich die Habitate doch in bestimmten Parametern. In beiden Gebieten werden die besiedelten Habitate durch hohe Anteile von Nadelbäumen und einer gut ausgeprägten Beerstrauchvegetation bestimmt. In Russland ist allerdings die Zusammensetzung der Bodenvegetation und speziell der *Ericaceen* heterogener als in Thüringen.

Wenn man davon ausgeht, dass Auerhühner als ausgeprägte Bewohner koniferendominierter Wälder über ein genetisch fixiertes Grundmuster der Habitatwahl für diese Lebensräume verfügen, so erklärt sich die problemlose Eingewöhnung in die neuen Lebensräume. Zusätzlich

zu diesem höchstwahrscheinlich vorhandenen genetisch fixierten Grundmuster kann auch Erfahrung modifizierend eingreifen (Bairlein 1996). Grünberger & Leisler (1993) zeigten an Tannenmeisen, dass die Jugenderfahrung ein entscheidender Faktor für die spätere Habitatwahl ist. Für junge Kuckucke postulieren Teuschl et al. (1998) sogar eine Prägung auf das Geburtshabitat und Scherzinger (2003) beschreibt ein prägungsartiges Kennen lernen des Lebensraumes von gezüchteten Auerhühnern im Bayerischen Wald.

Ein Zusammenwirken von genetisch fixiertem Grundmuster und der Jugenderfahrung bei Auerhühnern zeigt sich am Verhalten der in Thüringen ausgewilderten Vögel aus der Zuchtstation. Diese befindet sich in Langenschade bei Rudolstadt in der Dorfrandlage. Die Jungvögel leben dort nach dem Schlüpfen sechs bis acht Wochen bis zur Auswilderung nicht im natürlichen Lebensraum. Nach der Freilassung bleiben die meisten Auerhühner trotzdem im arttypischen Lebensraum, was die Annahme des Vorhandenseins eines genetisch fixierten Grundmusters der Habitatwahl unterstützt. Einige Vögel werden allerdings immer wieder in Gärten von Dörfern angetroffen, wo sie sich oft wochenlang aufhalten. Diese Verhaltensweise deutet auf die Früherfahrung in der Zuchtstation hin, welche das Aufsuchen dieser untypischen Habitate erklären könnte. Die umgesiedelten Wildfang- Auerhühner wurden bisher nie in Ortschaften beobachtet, sind wesentlich scheuer als die Zuchtvögel und meiden den Menschen.

8.2.2. Überlebensdauer und Mortalitätsursachen

8.2.2.1. Überlebensdauer

Die Ausgangssituation der vorliegenden Studie unterscheidet sich von der anderer Untersuchungen in angestammten Populationen. Die umgesiedelten Auerhühner wurden in einen ihnen unbekannten Lebensraum entlassen. Da die Vögel sich erst mit den natürlichen Gegebenheiten im Auslassungsgebiet vertraut machen mussten, waren relativ hohe Verluste nach der Freilassung zu erwarten. Die hohen Anfangsverluste nach Translokationen werden auch für Präriehühner (Toepfer 1988) und Kragenhühner (Wenworth 1986) aus Nordamerika beschrieben.

Das mittlere Überleben der Wildfang-Auerhühner ist mit 286 Tagen ungefähr zwölf Mal höher als das der gezüchteten Vögel (Schwimmer & Klaus 2000) und zeigt deutlich deren bessere Eignung für Bestandsstützungen und Wiederansiedlungsprojekte (Bergmann et al. 2000, Unger & Klaus 2007). Auch der Vergleich gezüchteter und umgesiedelter Präriehühner zeigte die wesentlich bessere Eignung der Wildfänge (Toepfer 1988).

Als Hauptgründe für die hohen Verluste der gezüchteten Auerhühner werden u. a. eine mangelnde Verdauungsleistung durch unterentwickelte Verdauungsorgane angegeben (Mäkinen et al. 1997, Lieser et al. 2005). Weiterhin weisen Vögel aus der Zuchtstation häufig messbare Unterentwicklungen von Herz-, Bein- und Flugmuskulatur sowie geringere Organgewichte auf (Mäkinen et al. 1997, Liukkonen- Anttila et al. 2000). Eine weitere wichtige Verlustursache ist ein vermindertes Feindvermeidungsverhalten (Aschenbrenner 1982, Toepfer 1988, Klaus 1997, Scherzinger 2003). Der größte Teil der ausgewilderten gezüchteten Auerhühner erreichte nicht das reproduktionsfähige Alter. Sowohl in den Telemetrieuntersuchungen von Angelstamm & Sandegren (1982) in Mittelschweden und Schroth (1990) im Schwarzwald als auch in denen von Scherf (1996) und Schwimmer (2000) in Thüringen und Siano (2006) im Harz überlebten die Vögel aus der Zuchtstation im Durchschnitt nur 25 - 33 Tage. Auf Grund der schlechten Erfolge wurden fast alle Projekte mit Zuchtvögeln in Deutschland eingestellt (Klaus 1997, Klaus & Bergmann 2004). In Thüringen gibt es noch eine landeseigene Zuchtstation in Langenschade, aus der jährlich 15 - 30 Vögel freigesetzt werden. Man bemüht sich dort um eine verbesserte Adaptation an Naturnahrung durch verstärkte Gabe natürlichen Futters in allen Altersstadien (Wegfall von Medikamenten, Darmflora nicht geschädigt). So kann das Zelluloseverdauungsvermögen, das nach Lieser et al. (2005) das Hauptproblem bei Zuchtvögeln darstellt, nach der Freilassung verbessert werden. Durch einen früheren Freilassungszeitpunkt zwischen 20. und 30. August konnten die Vögel noch die gute Heidelbeerernte nutzen und es erfolgte vermutlich eine bessere Umstellung auf Naturnahrung. Längeres Überleben von Zuchtvögeln wird seit 2005 beobachtet. Ein Männchen wurde im Bereich der Meuraer Heide fast drei Jahre beobachtet. Ein Weibchen konnte im Bereich von Lichte/Ernsttal fast zwei Jahre bestätigt werden und weitere drei Vögel (zwei Männchen und ein Weibchen) überlebten mindestens ein Jahr.

Exakte Überlebensdaten von translozierten Auerhühnern aus anderen Studien stehen nicht zur Verfügung, so dass kein Vergleich der Überlebensraten angestellt werden kann. Langfristig erfolgreiche Umsiedlungen von Auerhühnern werden von Romanov (1988) beschrieben. In diesem Fall wurden 80 Vögel nach Kasachstan verbracht. Der Bestand war nach 10 Jahren auf 800-1000 Vögel angewachsen. Auch in Schottland wurden im 19. Jahrhundert 65 Wildvögel aus Schweden erfolgreich wiederangesiedelt (Harvie- Brown 1888, Marshall & Edward- Jones 1998) und 30 Jahre später soll die Zahl ca. 2000 Vögel betragen haben (Klaus & Bergmann 1994, Bergmann et al. 2000). Die heute noch existierende schottische Population geht ausnahmslos darauf zurück.

In Nordamerika gab es eine Reihe von Studien zum Überleben umgesiedelter Kragenhühner. So wurden in West- Tennessee 20 Vögel im Herbst umgesiedelt und es überlebten 43 % bis zum kommenden Frühjahr (White & Dimmick 1978). Im Herbst 1986 wurden in North- Missouri (Adair County) 77 Kragenhühner umgesiedelt. Bis zum kommenden Frühjahr überlebten 25 % der Vögel (Kurzejeski & Root 1988). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Woolf et al. (1984) in Süd-Illinois. Wie für die russischen Auerhühner in Thüringen, so wurden auch für die Kragenhühner in Nordamerika hohe Verluste nach der Auswilderung im Spätherbst und Winter registriert (Wentworth et al. 1986). Umfangreiche Auswertungen von Translokationen (u. a. Präriehühner und Kragenhühner) in nahmen Wolf et al. (1996) und Snyder et al. (1999) vor. Wolf et al. (1996) werteten den Erfolg von 421 Translokationsprojekten mit Vögeln und Säugetieren aus, die in Nordamerika, Australien und Neuseeland durchgeführt wurden und stellten fest, dass Vögel nach Translokationen weniger erfolgreich bei der Etablierung sich selbst tragender Populationen waren als Säugetiere. Sie beschreiben, dass Langzeitprojekte (>5 Jahre) mit mehr als 100 Tieren wesentlich erfolgreicher verliefen als kurze Projekte mit weniger Individuen. Wentworth et al. (1986) siedelten 1984 im Sommer 45 Kragenhühner um, von denen nur wenige bis zum kommenden Frühjahr überlebten. Sie kommen zu dem Schluss, dass die Anzahl translozierter Vögel nicht ausreichte und die Projektdauer zu kurz war. Weiterhin zeigen die Auswertungen von Wolf et al. (1996), dass die Auswilderungen in Kerngebieten der früheren Verbreitung, eine sehr gute Habitatqualität und ein optimales Nahrungsangebot sich positiv auf den Translokationserfolg auswirken. Somit entspricht das Translokationsprojekt mit Auerhühnern in Thüringen, bezogen auf die Projektdauer, die freigesetzten Individuen und die Wahl des Projektgebietes, den internationalen Standards der Forschung.

Scott & Carpenter (1987) geben einen Acht-Punkte-Plan an, nachdem sie die kritische Evaluierung der Effektivität von Wiederansiedlungsprojekten verschiedener Vogelarten bewerten. Unter anderem erachten sie die Markierung der Vögel, die Erfassung ihrer Bewegungen, die Dokumentation der Umwelt- und Habitatbedingungen im Auswilderungsgebiet und das Ermitteln des Überlebens der Vögel als wichtige Punkte. Diese Empfehlungen wurden, so weit es möglich war, im Thüringer Translokationsprojekt mit russischen Wildfang-Auerhühnern berücksichtigt. Tenhumberg et al. (2004) formulierten in Anlehnung an die verschiedenen Untersuchungen u. a. von Griffith et al. (1989), Sinclair 1998, Wolf et al. 1998, Griffin et al. 2000 und Letty et al. (2000) optimale Translokationsstrategien. Dabei erarbeiteten sie ein Modell, das sowohl die Auswilderung von umgesiedelten Wildtieren als auch das Freisetzen von gezüchteten Tieren berücksichtigt. Sie geben ähnlich wie Wolf et al. (1996) als wichtige

Punkte für den Erfolg von Translokationen die Habitatqualität, die Auswilderung in früher besiedelte Lebensräume, ein gezieltes Prädatorenmanagement und bei Verwendung von gezüchteten Tieren auch ein Training auf die natürlichen Feinde an. Weitere Translokationsverläufe sind u. a. bei Griffith et al. (1989) und Bergmann et al. (2000) näher ausgeführt.

8.2.2.2. Mortalitätsursachen

Die Hauptverluste der umgesiedelten Wildfang-Auerhühner in Thüringen entstanden durch Beutegreifer. Als Prädatoren wurden Fuchs bzw. Marder und der Habicht nachgewiesen. Diese werden auch als die häufigsten Feinde in anderen Studien angeführt (u. a. Semenov- Tjansanskij 1960, Klaus et al. 1989, Schroth 1990, Wegge et al. 1990, Storch 1993, Gärtner & Klaus 2004). Die Verlustursachen in der vorliegenden Untersuchung zeigen sowohl eine hohe Übereinstimmung mit denen der autochthonen Population (Klaus 1984) als auch mit den von Scherf (1995) und Schwimmer & Klaus (2000) an Zuchtvögeln in Thüringen ermittelten Verlustursachen.

Mangelhafte Kondition der Vögel wurde sicher auch durch Fang und Haltung vor und nach dem Transport von Russland nach Deutschland verursacht. Nach dem Fang wurden die Vögel zum Teil wochenlang in unzureichenden Volieren in Russland gehalten, was zur Folge hatte, dass ein Teil der Vögel einen mittleren bis starken Darmparasitenbefall (Kokzidien, Capillaria) aufwies (Graf 2001). Dieser kann unter Umständen den Allgemeinzustand von Hühnervögeln stark beeinträchtigen und bis zum Tod führen (Eckert et al. 1992). Der Parasitenbefall könnte sich auf den Allgemeinzustand einiger Vögel negativ ausgewirkt haben und ein Grund für die Prädation nach der Freilassung gewesen sein. Die Untersuchungen ergaben allerdings keinen Zusammenhang zwischen der Stärke des Parasitenbefalls und dem Gewicht, der Überlebensdauer, der maximalen Entfernung zum Freilassungsort und der Aktionsraumgröße.

Da der Fang der Auerhühner im Herbst erfolgte, wurden die Vögel jeweils im November und Dezember aus Russland nach Thüringen verbracht. Die Vögel stellen jährlich ihr Verdauungssystem von energiereicher Sommernahrung auf energiearme Winternahrung um (Heinemann 1989, Lieser et al. 2005). Diese Umstellung erfolgte mit hoher Sicherheit in der Zwischenhaltung in Russland nur mangelhaft, da sie dort ausschließlich mit Hafer und Mais gefüttert wurden.

Nach der Aussetzung herrschten zum Teil schon winterliche Verhältnisse im Thüringer Schiefergebirge und die Auerhühner mussten sofort Koniferennadeln, ihre Hauptwinternahrung, aufnehmen. Eine ungenügende Nahrungsumstellung hat zur Folge, dass der Energiebedarf aus der rohfaserreichen Naturnahrung nicht vollständig gedeckt werden kann (Lieser et al. 2005).

Es ist wahrscheinlich, dass die Vögel nach der Freilassung ohne die Möglichkeit, Körnerfutter oder Nahrung aus der Feldschicht aufnehmen zu können (wegen hoher Schneelage), vorübergehend Gewicht verloren und in ihrer Kondition geschwächt waren (Lieser et al. 2005). Die Tiere fallen in geschwächtem Zustand leicht Beutegreifern zum Opfer. Die Erkenntnisse von Lieser et al. (2005), die an Zuchtvögeln gewonnen wurden, könnten auch die hohen Verluste der Wildfang-Auerhühner nach der Freilassung im Spätherbst und Winter mit erklären. Die hohen Verluste nach der Auswilderung wurden also durch einen Komplex mehrerer schon genannter negativer Faktoren verursacht. Auch in Skandinavien wurden die höchsten Verluste (> 50 %) zwischen Dezember und März registriert (Wegge et al. 1987).

Hatten sich die Vögel nach einer ersten Suchphase in einem Gebiet etabliert, so stiegen ihre Überlebenschancen. Neben dem Kennen lernen des Lebensraumes und Regeneration nach stressvoller Haltung mussten sie auch die zum Herkunftsgebiet völlig verschiedene Prädatorensituation bewältigen. In den Taigawäldern Russlands ist die Feinddichte geringer (Volkov 1975). Hier stehen natürlicherweise guten Raufußhuhnpopulationen geringere Beutegreiferbestände gegenüber.

In Thüringen sind Füchse und Marder bis in die Höhenlagen häufig verbreitet, was hier wie auch in anderen Gebieten Europas u. a. durch die Kahlschlagwirtschaft in den vergangenen Jahrzehnten stark begünstigt wurde (Markström 1978). Die Vergrasung der Kahlschläge hat zu einer erhöhten Dichte von Kleinsäufern der Hauptbeute von Fuchs und Marder geführt (Wegge et al. 1987). Begünstigend auf die Vergrasung wirken sich auch die in den letzten Jahren stark angestiegenen atmosphärischen Stickstoffeinträge aus (Klaus et al. 1997, Becker 2001). Lindström et al. (1994) beschreiben, dass die Prädation durch Füchse einen limitierenden Faktor für Raufußhühnerpopulationen darstellt.

Der Habicht ist ganzjährig im Thüringer Schiefergebirge anzutreffen, aber nicht häufig (eigene Beobachtungen). Er wurde vor allem als Prädator von Auerhennen nachgewiesen (33 %). Das deckt sich mit den Beobachtungen von Klaus (1984), der beschreibt, dass der Habicht einen Anteil von 32 % an der Prädation von Weibchen hatte.

Auch die Studien aus Skandinavien (Widen 1982, Wegge et al. 1984, Tornberg 2001) und aus Russland (Semenov-Tjan-Sanskij 1960) bestätigen den Habicht und Steinadler als effektive Prädatoren von Auerhühnern. Bei Untersuchungen in einem borealen Waldgebiet in NW-Russland (Region Archangelsk) wurden Greifvögel (Habicht, Steinadler) in 72 % der Fälle als Prädatoren von Raufußhühnern festgestellt (Borchtchevski et al. 2003, Wegge et al. 2005). Das ist mit der höheren Dichte aller europäischen Raufußhühner in den nordischen Lebensräumen zu begründen. Außerdem bewohnen Füchse in den ausgedehnten, teilweise moorigen

Wäldern Skandinaviens und Russlands die Randbereiche, wo ihre Hauptbeutetiere (Kleinsäuger) vorrangig leben.

Die Wälder des Thüringer Schiefergebirges werden flächendeckend intensiv forstwirtschaftlich genutzt. Die großflächige Kahlschlagwirtschaft der vergangenen Jahrzehnte führte zu einem starken Rückgang der Altholzbestände (Boock 1998) und bewirkte eine Fragmentierung der Waldlandschaft und eine Verschiebung hin zu jüngeren Altersklassen.

Untersuchungen in Skandinavien und in den Alpen haben gezeigt, dass die Verluste durch Prädation in einer fragmentierten Landschaft signifikant höher sind als in großen unfragmentierten Altholzkomplexen (Gjerde & Wegge 1989, Wegge et al. 1990, Storch 1997a). In einer fragmentierten Waldlandschaft können Prädatoren auf Grund ungünstiger Deckungsverhältnisse und der zerstreuten Verteilung geeigneter Habitate effizienter Auer- und Birkhühner aufspüren und erbeuten (Storaas et al. 1999). Die Fragmentierung der Waldlandschaft beeinflusst die Verteilung und Abundanz von Prädatoren (Kareiva 1987, Storch 2002). In Thüringen ist der Anteil junger Wälder hoch, was sich auch begünstigend auf die Fuchsdichten auswirkt. So fanden Kurki et al. (1998) und Gundersen & Rolstad (2000) einen positiven Zusammenhang zwischen Gebieten mit jungen Waldstadien und der Fuchsdichte. In Randlagen (Waldgrenze zum Offenland) ist das Prädationsrisiko größer als innerhalb großer Waldgebiete (Kurki et al. 2000, Angelstam 2004, Gärtner & Klaus 2004, Storch et al. 2005).

Mehrere Ringfunde von ausgewilderten Auerhühnern belegen ein Überleben von zwei bis sechs Jahren und bestätigen eine erfolgreiche Feindvermeidung der umgesiedelten Vögel trotz hoher Prädatorendichten. Mit Beendigung der vorliegenden Studie 2007, vier Jahre nach Abschluss der jährlichen Auswilderungen von Wildfang- Auerhühnern, war immer noch ein Bestand von 25 - 30 Auerhühnern im Untersuchungsgebiet vorhanden (Unger & Klaus 2007).

Eine weitere Verlustursache ist der Anflug an Kulturzäune aus Drahtmaterial. Auf Grund hoher Schalenwilddichten ist der Zaunbau eine forstliche Maßnahme des Schutzes junger Bäume vor Wildverbiss. Im Verlauf der Untersuchung wurden drei Verluste von Auerhühnern durch Anflüge an Zäune registriert (Unger & Klaus 2005). Aussagefähige Studien zur Kollision von Raufußhühnern mit Zäunen wurden u. a. von Catt et al. (1994), Baines & Summers (1997) und Baines & Andrew (2003) in Schottland durchgeführt. Baines & Andrew (2003) stellten 437 Kollisionen von 13 Vogelarten fest. Darunter waren die Raufußhühner mit einem Anteil von 91 % (n = 398) vertreten. Auerhühner machten einen Anteil von 20 % (n = 80) aus. Auf Grund sehr hoher Zaundichten wird der Anprall an Zäune in Schottland als eine bedeutende Rückgangsursache für Auerhühner beschrieben (Summers 1998, Moss et al. 2000). Die Bedeutung der Verluste durch Zaunanflüge in einer stark bedrohten kleinen Population in

der hessischen Rhön wird von Müller (2002) hervorgehoben. In Thüringen ist die Zaundichte nicht so hoch wie in Schottland, aber die nachgewiesenen Anflüge zeigen, dass sie ein Gefahrenpotential darstellen. Die Funde erfolgten alle zufällig und die Dunkelziffer der Anflüge im Thüringer Untersuchungsgebiet dürfte höher liegen. In der Regel werden solche Zaunopfer sehr schnell durch Füchse oder Marderartige beseitigt (Müller 2002, Baines & Andrew 2003). Die Frage, ob sich die Sender negativ auf das Überleben von Vögeln auswirken, wird immer wieder aufgeworfen und wurde auch in verschiedenen Studien untersucht (u. a. Parker 1981, Hines & Zwickel 1985, Markström et al. 1989). Einen Überblick zu Effekten der Markierung bei Vögeln geben Calvo & Furness (1992). Die Untersuchung von 293 besenderten Felsengebirgshühnern in Nordamerika zeigte keinen Einfluss der Sender auf das Verhalten und das Überleben (Hines & Zwickel 1985). Auch die Untersuchung von 150 besenderten Schottischen Moorschneehühnern belegt, dass die Sender keine erhöhte Mortalität bewirken (Thirgood et al. 1995). Johnson & Berner (1980) und Warner & Etter (1983) stellten bei Fasanen mit Sendern eine erhöhte Mortalität vor allem bei Vögeln mit niedrigen Gewichten fest. Eine erhöhte Prädation von Kragenhühnern mit Sendern beschreiben Gullion et al. (1962). Allerdings waren früher die Sender wesentlich schwerer als heute, was sicher einen negativen Einfluß auf das Überleben der Vögel hatte. Beobachtungen an besenderten Auerhühnern im Gehege zeigten, dass die Vögel unterschiedlich auf die Sender reagierten. Bei einigen war keine Reaktion zu verzeichnen und andere zupften und bissen vermehrt an der Antenne des Senders herum (Kessler 1998). Dieses Verhalten schwächte sich allerdings nach einigen Tagen ab oder wurde ganz aufgegeben. Kessler (1998) schlussfolgert daraus, dass der Einfluss des Senders auf das Verhalten der Tiere und ihre Aufmerksamkeit gering ist.

Mehrere Beispiele aus Thüringen zeigen, dass die Vögel nach der Eingewöhnung problemlos mit den Sendern zurecht kamen. Von drei Männchen und zwei Weibchen ist bekannt, dass sie mehrere Jahre mit Sendern lebten.

8.3. Bestandsgrößenermittlung durch Monitoring von Spuren und Erfassung aller Sichtbeobachtungen, Reproduktion

8.3.1. Bestandsentwicklung und Reproduktion

Die Adultmortalität beträgt in Skandinavien zwischen 29 % und 35 % pro Jahr (Linden 1981a, Wegge et al. 1987). Moss (1987b) ermittelte in Schottland eine jährliche Adultmortalität von 45 %, wobei hier berücksichtigt werden muss, dass Zäune eine wichtige Mortalitätsursache in Schottland darstellten. Nimmt man für Thüringen eine jährliche Verlustrate von 35 - 40 % an, so hätte der Bestand in den vergangenen drei Jahren ohne erfolgreiche Reproduktion auf weniger als 10 Vögel abnehmen müssen. Die bis 2007 konstante Zahl von 20 - 25 Auer-

hühnern im Untersuchungsgebiet zeigt jedoch, dass jedes Jahr einige Jungvögel erzeugt wurden und überlebten. Dies wird auch durch die gesicherten Reproduktionsnachweise unterstützt. Die etwa gleichbleibende Bestandsgröße deutet darauf hin, dass die Reproduktion der Auerhühner in Thüringen vermutlich gerade ausreicht, um die Adulten-Mortalität auszugleichen, nicht aber für eine Zunahme der Population.

Der Bestand der Auerhühner nach Abschluss der Auswilderungen von Wildfang-Auerhühnern 2003 hielt sich bis 2007 auf einem konstanten Niveau von 20 - 25 nachgewiesenen Vögeln (Unger & Klaus 2007). Gurgerli et al. (2008) fanden mit Hilfe genetischer Individualanalysen von Federn und Losung heraus, dass der Bestand von Auerhühnern in den Schweizer Alpen mit den klassischen Monitoring-Methoden um 40 - 70 % unterschätzt wurde. Nach diesen neuesten wissenschaftlichen Ergebnissen wird der Gesamtbestand in Thüringen auf mindestens 30 - 35 Vögel geschätzt (Stand 2007).

Für die Abschätzung, wie viele Individuen mindestens vorhanden sein müssen, um das langfristige Überleben einer Population zu sichern, wird im Artenschutz das Konzept der minimalen lebensfähigen Population (Minimum-Viable-Population = MVP) benutzt. Storch (2002) stuft alle isolierten kleinen Populationen der Mittelgebirge als stark gefährdet ein. So können Zufallsereignisse, z. B. mehrere Jahre mit nasskaltem Wetter zur Aufzuchszeit oder die zufällige Häufung von Todesfällen unter den Weibchen das Aus für eine kleine Population bedeuten. Nach Modellberechnungen mit demographischen Parametern aus den Bayerischen Alpen geben Grimm & Storch (2000) eine Größenordnung von ca. 500 Auerhühnern an, wenn die Population mit einer Wahrscheinlichkeit von 95 % in 100 Jahren noch existieren soll. Für 50 Vögel ergibt sich nach den Modellberechnungen von Grimm & Storch (2000) eine mittlere Überlebensdauer von 36 Jahren, wenn sich die Habitatqualität nicht verschlechtert. Die kleinen isolierten Einzelvorkommen in einigen Mittelgebirgen Deutschlands (Bayerischer Wald 20 - 30 Individuen, Fichtelgebirge ca. 40 - 50 Individuen, Thüringer Wald 30 - 40 Individuen, Harz < 10 Individuen) umfassen zusammen noch einen Bestand von 100 - 120 Vögeln (Klaus & Bergmann 2004). In den meisten dieser Vorkommen wurden in den vergangenen Jahrzehnten Bestandesstützungen mit gezüchteten Auerhühnern vorgenommen. Nur das Vorkommen im Fichtelgebirge besteht noch ausschließlich aus autochthonen Vögeln. Hier lebten 2001 nach Spitznagel (2002) noch 50 Auerhühner. Es ist die einzige Mittelgebirgspopulation, in welcher der Bestand stagnierte und lokal sogar leicht zunahm (Klaus 1994).

Die geringe Anzahl von durchschnittlich einem gesicherten und einem wahrscheinlichen Reproduktionsnachweis pro Jahr ist ein Hinweis darauf, dass gute Brut- und Aufzuchtshabitate im Untersuchungsgebiet nicht in ausreichendem Umfang zur Verfügung stehen (Buttig 1996,

Unger & Klaus 2005) und die Prädation zu hoch ist, selbst wenn man annimmt, dass Gesperre übersehen wurden. Jährlich wurden im Sommer an verschiedenen Stellen Weibchen ohne Jungvögel beobachtet, was eindeutig auf einen Verlust des Geleges oder der Jungvögel hindeutet. Kunstnestversuche zeigten, dass vor allem Wildschweine als Nestprädatoren einen großen Einfluss auf den Bruterfolg von Auerhühnern haben (Storch et al. 2005). Bei ähnlichen Versuchen in Thüringen wurden 78 % aller Gelegeverluste durch Raubsäuger (Fuchs, Marder, Dachs, Waschbär) verursacht (Klaus 1984, Gärtner & Klaus 2004). Wildschweine konnten in der Untersuchung von Gärtner & Klaus (2004) nur in einem Fall nachgewiesen werden. In den vergangenen zwei Jahrzehnten nahm das Wildschwein selbst in den Höhenlagen des Thüringer Schiefergebirges stark zu (Gärtner & Klaus 2004). Verschiedene Untersuchungen in Europa belegen auch, dass das Brüten in fragmentierten Lebensräumen zu einer erhöhten Verlustrate von Gelegen und Jungvögeln durch Prädation führt (Storch 1994, Kurki & Linden 1995, Storaas et al. 1999, Baines et al. 2004, Summers et al. 2004). In fragmentierten Lebensräumen nimmt die Deckung ab und Raubsäuger und Greifvögel sind erfolgreicher beim erbeuten von Auerhühnern (Storaas et al. 1995, Reif 2008).

Die in den ersten drei Jahren ungleichen Geschlechterverhältnisse waren bedingt durch die Freilassung von mehr Männchen als Weibchen. Seit 2004 herrscht ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis in der Population, was u. a. mit der Freilassung von mehr Weibchen in den letzten beiden Auswilderungsjahren zu erklären ist. Andererseits könnte es auch ein Hinweis auf erfolgreiche Reproduktion sein.

8.3.2. Territoriale Aktivität der Männchen im Frühjahr in Thüringen

8.3.2.1. Allgemeines

Verschiedene Raufußhühner versammeln sich auf Balzarenen. Die Auerhennen durchwandern große Streifgebiete und besuchen oft mehrere Plätze (Bradbury et al. 1986, Storch 1997a, Wegge 1985). Bei Auer- und Birkhühnern differenziert man zwischen dem Territorial- und Balzverhalten der Hähne (Glutz et al. 1994). Nach Tinbergen (1954) haben Balzhandlungen folgende 4 Funktionen:

1. Synchronisierung der Sexualzyklen beider Partner
2. Orientierung der Partner aufeinander
3. Unterdrückung nichtsexueller Reaktionen (Angriff, Flucht)
4. Reduzierung von artfremden Paarungen

Als Balz- oder Werbeverhalten wird nur die eindeutig an die Weibchen gerichtete Handlung bezeichnet (v. Frisch 1960), die mit allmählicher Individualdistanzverringering direkt zur Kopula führt (Müller 1974).

Im Gegensatz dazu dient das Territorialverhalten der Reviermarkierung und Verteidigung gegenüber territorialen Konkurrenten, also gleichgeschlechtlichen Artgenossen, und beschränkt sich nicht auf die Paarungszeit (Hjort 1970). Während der gesamten Balzsaison sind die Männchen bestrebt, feste Territorien auf den Balzplätzen einzurichten und zu verteidigen. Dabei entwickeln die Vögel Balzplatz- bzw. Reviertraditionen, die von gleichen Individuen oft jahrelang beibehalten werden (Glutz et al. 1994).

Die Auerhähne etablierten in Thüringen im ersten Jahr nach der Freilassung noch keine festen Balzplätze, sondern zeigten unregelmäßig Territorialverhalten an verschiedenen Stellen im neuen Lebensraum, wie es eigentlich für junge Männchen typisch ist (Klaus et al. 1989). Mit hoher Wahrscheinlichkeit bewirkte die Umsetzung der Auerhühner eine Schwächung der Konstitution, die das unregelmäßige Territorialverhalten auch bei älteren Männchen erklären könnte. Die umgesiedelten russischen Auerhühner brauchten im neuen Lebensraum mindestens zwei bis drei Jahre, bevor sie das arttypische Arena-Verhalten mit fester Territorialität und einer folgenden jahrelangen Kontinuität zeigten.

8.3.2.2. Lage der Balzplätze

Auf Grund jahrzehntelanger Beobachtungen der autochthonen Auerhühner in den Schutzgebieten im Nordteil des Thüringer Schiefergebirges sind die ehemaligen Balzplätze bestens bekannt (Klaus et al. 1985, Wennrich 1997). Verschiedene Studien beschreiben, dass die Männchen sich im Winter nahe um die Balzplätze aufhalten (u. a. Müller 1974, Storch 1997b, Wegge & Larsen 1987). Dieses Verhalten zeigten auch die umgesiedelten Auerhühner in Bezug auf die ehemaligen Balzplätze der autochthonen Vögel. Besonders auffällig war es am Balzplatz im Gebiet 4 (NSG Assberg-Hasenleite, SPA Gebiet Nr. 28), wo sich das telemetrierte Männchen Nr. 4 nach seiner Freilassung fast ausschließlich im Bereich des Platzes aufhielt. 2003 wurde an diesem Platz erstmalig Territorialverhalten der umgesiedelten russischen Auerhähne und Balz mit Anwesenheit von Weibchen nachgewiesen.

Bezüglich der Lage und Strukturmerkmale der Balzplätze, die von den russischen Auerhühnern in Thüringen ausgewählt wurden, unterscheiden sie sich kaum von den autochthonen Auerhühnern. In den 1970er und 80er Jahren untersuchten Klaus et al. (1985) intensiv zwei Teilpopulationen des Auerhuhns in Thüringen. Ein Untersuchungsgebiet befand sich in der Saale-Sandsteinplatte (SPA Gebiet Nr. 36) und das andere im Thüringer Schiefergebirge (SPA Gebiet Nr. 27, Wiesner et al. 2008). Im Schiefergebirge befanden sich die Balzplätze im Bereich von Oberhängen, Rücken und Gipfeln in Höhenlagen von 620 - 780m ü. NN. Die

meisten Plätze befanden sich in lückigen, grenzlinienreichen, über 100-jährigen Kiefern- oder Kiefern-Fichten-Mischbeständen mit reich ausgebildeter Krautschicht aus Heidel- und Preiselbeere. Die Strukturmerkmale der Balzplätze der erloschenen autochthonen Population zeigen eine hohe Übereinstimmung mit den ausgewählten Balzplätzen der umgesiedelten russischen Auerhühner bzw. sind mit ihnen identisch.

Topografie und Höhenlage der Balzplätze in Thüringen sind mit denen im Herkunftsgebiet in Russland nicht vergleichbar. Balzplätze auf Geländestufen oder Kuppen konnten in Russland nicht registriert werden. In den Mittelgebirgen hingegen werden solche Strukturen bevorzugt als Balzplätze genutzt (Klaus et al. 1985, Müller 1974) und auch die umgesiedelten russischen Vögel bevorzugten sie. Vermutlich erzielt das Territorialverhalten an solchen Örtlichkeiten in den Gebirgen eine große Fernwirkung (Scherzinger 1974), und sie haben eine gute Übersicht. Die Nutzung von markanten Hangkanten unterstützt die Vermutung der Orientierung entlang von Leitlinien, welche möglicherweise genetisch fixiert ist. Solche Leitlinien könnten auch Waldrandstrukturen (Grenzlinien) entlang großer Moorkomplexe im Flachland sein.

In Thüringen wie in Russland wurde eine Bevorzugung später Wald- Sukzessionsstadien (> 70 Jahre) mit niedrigem Kronenschlussgrad (60 %) festgestellt. Das deckt sich mit den Ergebnissen aus anderen europäischen Studien (Hjort 1982, Pseiner 1983, Wegge & Rolstad 1986, Storch 1997b, Miettinen et al. 2005).

8.3.2.3. Verlauf der territorialen Aktivität im Frühjahr

Die territoriale Aktivität der Männchen im Frühjahr beginnt Mitte bis Ende März und dauert bis Mitte Mai an (Müller 1973). Während dieses Zeitraumes zeigten auch die umgesiedelten russischen Auerhühner in Thüringen territoriales Verhalten. Nach Potapov & Flint (1989) beginnt auch in den gemäßigten Teilen des russischen Areals die territoriale Aktivität der Männchen zwischen Mitte März und Anfang April und nach Aussagen der russischen Jäger im Fanggebiet erreicht sie ihren Höhepunkt gegen Ende April. Demzufolge gibt es keine großen Unterschiede im Verlauf der territorialen Aktivität im Frühjahr zwischen Thüringen und dem Herkunftsgebiet in Russland.

Bei einer niedrigen Populationsdichte wie in Mitteleuropa finden sich auf Kollektivbalzplätzen selten mehr als zwei bis vier territoriale Männchen zusammen. Auf solchen schwach besetzten Balzplätzen haben die Hähne meist streng abgegrenzte Territorien (Hjort 1970, Glutz et al. 1994). Eine solche Situation konnte auch auf dem Balzplatz im Gebiet 4 beobachtet werden. Die drei Männchen verteilten sich dort über eine Fläche von fünf bis acht Hektar und hatten streng getrennte Territorien. Es konnten an diesem Platz bei dieser separaten territoria-

len Konstellation keine Revierkämpfe beobachtet werden, was auch Glutz et al. (1994) beschreiben.

An einem anderen Platz in Thüringen (Gebiet 5) hingegen wurden zwei russische Hähne beobachtet, die erst parallel zueinander an der Reviergrenze entlang liefen und dann Flügelkämpfe ausführten. Die beobachtete starke Bindung der Bodenaktivität an die Anwesenheit von Weibchen wird auch von Klaus et al. (1989) und Glutz et al. (1994) beschrieben. Nach Klaus et al. (1989) nimmt der vom Baum aus vorgetragene Gesang zu Beginn und Ende der Saison wesentlich mehr Zeit in Anspruch als bei der Anwesenheit von Weibchen. Oft ist das Landen der Weibchen auf dem Balzplatz erst der Auslöser für das Abbaumen der Männchen.

8.3.2.4. Einfluss des Wetters auf das Territorialverhalten der Männchen

Starker Wind, Bewölkung und Regen verringerten die territoriale Aktivität der Männchen. Bei einsetzendem starken Regen und Zunahme des Windes wurde sogar die Einstellung der Balz beobachtet. Das beschreiben auch Klaus et al. (1989) und Müller (1974). Vor allem zu Beginn und Ende der Paarungszeit führt schlechtes Wetter zu unregelmäßiger territorialer Aktivität (Klaus et al. 1989). In diesen Phasen sparen die Vögel die Energie, um sie in der Hauptbalzphase, bei Anwesenheit von Weibchen, einzusetzen. Die territoriale Aktivität in der Hauptbalzphase, in der die Paarungen stattfinden, unterliegt am wenigsten den Witterungseinflüssen, obwohl die Witterungsbedingungen verzögernd oder verkürzend auf die territoriale Aktivität wirken können (Müller 1974, Potapov & Flint 1989).

Klaus et al. (1989) beobachteten die meisten Kopulationen zwischen dem 22. und 26. April. Auch die umgesiedelten russischen Auerhähne zeigten in der Zeit zwischen 20. April und 1. Mai die intensivste und von der Witterung am wenigsten beeinflusste territoriale Aktivität. In diesen Zeitraum fielen auch die meisten Beobachtungen von Weibchen an Balzplätzen der russischen Auerhähne in Thüringen.

8.3.3. Bildung von festen Winternutzungszentren in Thüringen

Die Nahrungssuche und das Ruhen am Tag und in der Nacht erfolgt im Winter sehr kleinräumig (Storch 1995a). Um energieaufwändiges Fliegen zu vermeiden, nächtigen und fressen die Auerhühner oft lange auf ein und dem selben Baum. Dabei entwickeln sie Bevorzugungen für einzelne Bäume. In Thüringen waren das ausschließlich Kiefern, die in vier aufeinander folgenden Wintern immer wieder genutzt wurden (Thiel et al. 2007). In Gebieten mit Kiefern-vorkommen sind deren Nadeln die wichtigste Winternahrung (Seiskari 1962, Klaus et al. 1989, Schroth et al. 2005). Die Gründe für die Bevorzugung einzelner Kiefern könnten sowohl deren günstige Lage im Waldbestand, Feindvermeidung als auch der Nährstoffgehalt in

ihren Nadeln sein. Auch Lindroth & Lindgren (1950), Semenov-Tjan-Sanskij (1960) und Klaus et al. (1989) beschreiben bereits, dass Auerhühner bestimmte Kiefern bevorzugen und deren Zweige besonders stark abfressen. Pulliainen (1979) und Bryant & Kuropat (1980) stellten fest, dass die Nadeln solcher bevorzugter Kiefern einen erhöhten Nährstoffgehalt aufweisen. Andere Studien zeigen, dass Nadeln mit einem niedrigen Harzgehalt und einem erhöhten Nährstoffgehalt bevorzugt werden (Linden 1984, Spidso & Korsmo 1994). Neben der Lage der Nahrungs- und Schlafbäume im Bestand, die eine hohe Bedeutung für die Prädatorenvermeidung hat, ist sicher der erhöhte Nährstoffgehalt der Nadeln der wichtigste Grund für die Bevorzugung einzelner Bäume über viele Jahre. Erstaunlich ist, dass die umgesiedelten Auerhühner schon nach wenigen Wochen die traditionellen Nahrungs- und Schlafbaumgruppen im neuen Lebensraum fanden. Das deutet darauf hin, dass die Vögel über erbliche Habitatwahlmechanismen verfügen, die es ihnen ermöglichen, bestimmte Strukturen auch in einer ihnen unbekannten Landschaft schnell zu finden und darüber hinaus über den Geschmackssinn auch energetisch vorteilhafte Nahrung auszuwählen (Linden 1984, Spidso & Korsmo 1994). Wie am Beispiel der Nahrungs- und Schlafbaumgruppen eindrucksvoll deutlich wird, entwickelten die Vögel im neuen Lebensraum schon in den ersten zwei Projektjahren dauerhafte traditionelle Gewohnheiten. Diese Tatsache zeigt, dass die Vögel sich nach der Translokation gut in den neuen Lebensraum integriert haben.

8.4. Einfluss topografischer Faktoren auf die Habitatwahl in Thüringen

In Mitteleuropa erloschen die meisten Flachlandvorkommen der Auerhühner schon vor Jahrzehnten (Klaus et al. 1989) und die Vögel zogen sich in die montanen und hochmontanen Lagen der Gebirge zurück (Scherzinger 2003, Schroth 1994, Storch 1993, Suchant 2002).

Es wäre zu erwarten gewesen, dass die Auerhühner auf Grund ihrer Herkunft (Flachland) im neuen Lebensraum (Mittelgebirge) die Tendenz zeigen würden, in tiefere und flachere Lagen abzuwandern. Das bestätigte sich nicht. Die Vögel verhielten sich wie die autochthonen Auerhühner und nutzten bevorzugt die Gipfel- und Plateaulagen sowie die Hangkanten (Klaus et al. 1985). Ein wichtiger Grund dafür ist die lichtere Waldstruktur, die in den Höhenlagen durch Schneebruchereignisse ausgeprägter ist als in den tiefer gelegenen Waldbereichen. Im Untersuchungsgebiet findet man in den Gipfel- und Plateaulagen sowie an den Hangkanten ein gutes Angebot an Heidelbeeren und anderer Bodenvegetation, die als Nahrungs- und Deckungspflanzen eine bedeutende Rolle im Lebensraum von Auerhühnern spielen (Rolstad 1988, Storch 1995b). Verschiedene Autoren weisen auf die verstärkte Nutzung von Hangkanten hin (Klaus et al. 1985, Müller 1974, Schroth 1994). Müller (1974) diskutiert Hangkanten als wichtige Fluchtleitlinien im Lebensraum der Vögel. Im Nordschwarzwald erbrachte

Schroth (1994) die meisten Nachweise in den hochmontanen Lagen (850 - 900 m). Er stellte fest, dass die Schlussgrade der Bestände in den tieferen Lagen deutlich höher waren, was einen geringeren Deckungsgrad der Heidelbeeren und der Krautschicht bedingte.

Die tieferen Lagen in Thüringen befinden sich vielfach im Bereich von Steilhängen, die von den Auerhühnern völlig gemieden wurden. Der hohe Flächenanteil der Steillagen (ca. 65 % mit über 10° Hangneigung) im Untersuchungsgebiet ist ein weiterer Grund für die Bevorzugung der Gipfel- und Plateaubereiche. Die Meidung der Steillagen wird schon von Klaus et al. (1985) für die autochthonen Auerhühner im Thüringer Schiefergebirge beschrieben. Auch für den Alpenraum (Storch 1993b, Ploner 1997) und für den Schwarzwald (Schroth 1990, Suchant 2001) wurde die Bevorzugung von weniger steilen Hangbereichen und der Verebnungen registriert.

Pürkauer (1994) und Graf et al. 2007 hingegen fanden in ihren Untersuchungen an Auerhühnern im alpinen Raum keine Präferenzen für bestimmte Hangneigungen. Die unterschiedlichen Ergebnisse zeigen, dass die Standortwahl nicht von der Hangneigung abhängig ist, sondern von geeigneten Strukturmerkmalen des Lebensraumes (Scherzinger 1994, Thiel et al. 2007), die in den Mittelgebirgen witterungsbedingt in den höchsten Lagen zu finden sind (Klaus et al. 1985, Schroth 1994).

Die Nutzung der unterschiedlichen Hangrichtungen wird, wie schon bei der Hangneigung beschrieben, vom Angebot der wichtigen Habitatparameter bestimmt. Die bevorzugten Hangrichtungen waren Süd, Südwest und Nordwest. Die Kiefer war in den Süd- und Südwestlagen signifikant häufiger als auf den anderen Expositionen und hat sowohl im Winter- wie im Sommerlebensraum eine hohe Bedeutung. Dass Auerhühner die Kiefer, wo sie vorkommt, gegenüber der Fichte bevorzugen, liefert eine Erklärung für die verstärkte Nutzung dieser Expositionen. Allerdings bilden sich auf armen Böden, die zum Teil bis in die 1950er Jahre in Thüringen der Streunutzung unterlagen, auch in anderen Expositionen sehr gute Auerhuhnhabitate aus, wie es die erhöhte Nutzung der Nordwest-Hänge zeigt. Das belegt noch einmal die Feststellung, dass die Nutzung der Hangrichtung von den vorhandenen Lebensraumstrukturen abhängt.

Der Vergleich mit den Vögeln der autochthonen Population zeigt, dass auch sie bevorzugt Südlagen nutzten (Klaus et al. 1985). Eine verstärkte Standortwahl in ostexponierten Lagen, wie es Klaus et al. (1985) für die Vögel der autochthonen Population beschreiben, konnte für die umgesiedelten russischen Auerhühner nicht festgestellt werden.

Die bevorzugten Hangrichtungen S, SW und NW lagen größtenteils in störungsarmen Naturschutz- und SPA-Gebieten, was neben den geeigneten Strukturmerkmalen ein weiterer Grund

für die Bevorzugung sein könnte. Klaus et al. (1985) geben für die Meidung von bestimmten Gebieten des Schiefergebirges die Störung durch den Tourismus als Hauptgrund an. Diese Störungen sind zurückgegangen. Heute bilden Störungen durch forstliche Arbeiten das größte Potential. In den Naturschutzgebieten spielt diese Art der Störung eine untergeordnete Rolle. Die häufige Nutzung von Nordwest-Lagen zeigt, dass bei günstigen Strukturmerkmalen (z. B. Heidelbeerdeckung) auch andere Hangrichtungen genutzt werden.

8.5. Die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland

Untersuchungen zur Habitatwahl von Vögeln zeigen, dass die Präferenz für bestimmte Habitatstrukturen weitgehend genetisch fixiert ist (z. B. Ley 1988, Partridge 1974). Sie kann aber mehr oder weniger durch individuelle Erfahrung beeinflusst werden (z. B. Karer 1987, Stöllner 1990). Grünberger & Leisler (1990) wiesen für Tannenmeisen nach, dass trotz starker genetischer Prädisposition die Jugenderfahrung den entscheidenden Einfluss auf die spätere Habitatwahl hat.

Trotz unterschiedlicher Waldstruktur in Thüringen und Russland suchten die umgesiedelten Auerhühner in Thüringen gezielt die lichten Strukturen mit Kiefernvorkommen und üppiger Heidelbeervegetation am Boden auf. Die russischen Vögel konnten schon nach wenigen Wochen an traditionellen Winterruhe- und Balzplätzen der autochthonen Auerhühner nachgewiesen werden, obwohl diese zum Zeitpunkt der Aussetzungen nicht mehr im Gebiet vorkamen. Das unterstützt die Hypothese, dass kleinstandörtliche Habitatbedingungen für junge Auerhühner eine bedeutende Rolle beim prägungsartigen Lernen spielen (Scherzinger 2003). Die Vögel entwickeln ein Suchmuster, welches sie befähigt, die inselartig in die Fichteforste eingestreuten geeigneten Habitatstrukturen schnell zu finden (Müller 1974).

8.5.1. Einfluss der Baumartenzusammensetzung auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland

Das Auerhuhn ist ursprünglich ein typischer Bewohner borealer Taigawälder und vermutlich erst mit den Nadelbäumen nach der letzten Eiszeit in Mitteleuropa eingewandert (Stegman 1938, Voous 1962). Klaus et al. (1989) verglichen die verschiedensten Lebensräume des Auerhuhns in einem riesigen Areal zwischen dem Ural und Westeuropa und machen deutlich, dass Auerhühner die verschiedensten Waldgesellschaften besiedeln können, solange Koniferen in ihnen enthalten sind. Einzige Ausnahmen bilden die Populationen in der Waldsteppe des Shaitan-Tau (Südural) und der kantabrischen Kordillere, wo die Vögel in reinen Laubwäldern leben (Kirikow 1947, Del Campo & Garcia-Gaona 1983).

Im gesamten Thüringer Untersuchungsgebiet ist die Fichte die dominante Baumart. Buttig (1996) erfasste in seiner Habitatanalyse im Thüringer Schiefergebirge einen Anteil von 75 % Fichten und 19 % Kiefern. Das stimmt gut mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung überein. Der hohe Fichtenanteil ist typisch für die Wirtschaftswälder der Mittelgebirge. Von vielen Autoren wird beschrieben, dass in Auerhuhnhabitaten mit Kiefernvorkommen diese Baumart gegenüber der Fichte bevorzugt wird (u. a. Müller 1974, Klaus et al. 1985, Gjerde & Wegge 1989, Schroth 1994). Das konnte auch in der vorliegenden Untersuchung sowohl für Thüringen als auch für Russland bestätigt werden. Die umgesiedelten russischen Auerhühner stammen aus einem Gebiet, in dem die Kiefer überall häufig vertreten ist. Folglich suchten die Vögel auch in Thüringen wieder die kiefernreichen Standorte auf.

Allerdings gewöhnten sie sich auch schnell an reine Fichtenforste, wie sie im Südteil des Thüringer Untersuchungsgebietes ausschließlich vorkommen. Diese Adaptation an Wälder ohne Kiefern mit hohen Fichtenanteilen wird auch aus anderen Gebieten wie z. B. dem Bayerischen Wald (Scherzinger 2003), dem Südschwarzwald (Thiel et al. 2007), den bayerischen Voralpen (Storch 1993b) oder den Chiemgauer Alpen (Pürckauer 1994) beschrieben.

Der Vergleich der Sommerhabitate von Männchen und Weibchen in Thüringen zeigte, dass Weibchen im Sommer Lebensräume mit einem deutlich niedrigen Fichtenanteil nutzten. Hierbei handelte es sich vor allem um lichte Fichtenbestände mit hohen Anteilen von Kiefern und einer gut ausgeprägten Ericaceenvegetation am Boden. Solche Beobachtungen beschreiben auch Klaus et al. (1985) aus Thüringen. In ihrer Untersuchung nutzten Weibchen im Sommer häufig reine Kiefernbestände, was sie auf den Beerkrautreichtum dieser meist lichten Waldstandorte zurückführen. Nach den Auswertungen der einzelnen Komponenten der Bodenvegetation nutzten die weiblichen Auerhühner in Thüringen und in Russland im Vergleich zu den männlichen im Sommer Standorte mit einem höheren Deckungsgrad der Ericaceen. Schroth (1994) hingegen konnte im Schwarzwald für beide Geschlechter keine Präferenzen für Kiefernbestände im Sommer nachweisen.

Das Sommerhabitat stellt in Thüringen den limitierenden Faktor für das Vorkommen der Auerhühner dar, da die guten Bruthabitate nicht flächig, sondern mosaikartig über das Untersuchungsgebiet verteilt sind (Unger & Klaus 2007). Für das russische Untersuchungsgebiet trifft das nicht zu, da hier großflächig gute Lebensräume vorhanden sind, was auch in anderen Studien, aus dem Pechora-Illych-Reservat (Beshkarev et al. 1995) oder aus dem Pinezhskiy-Reservat (Borchtchevski et al. 2003) in Nordost-Russland, beschrieben wird.

Die Baumartenzusammensetzung im russischen Untersuchungsgebiet ist recht ausgeglichen. Die Hauptbaumarten Kiefer, Fichte und Birke nehmen Anteile zwischen 25 und 30 % ein und

die Aspe 11 %. Das entspricht auch den Angaben von Vith (1997) für Estland und Rolstad & Wegge (1987) für Südost-Norwegen. Der hohe Anteil der Birke (31 %) deutet auf großflächige Waldbrandereignisse hin. Dies war zum Teil noch im Gelände zu erkennen und wurde auch von der dortigen Jagdbehörde bestätigt. Die vorgefundenen Waldbilder im Herkunftsgebiet der Auerhühner in Russland entsprachen den von Walther (1974) für die südliche Taiga beschriebenen.

Der Vergleich der Winter- und Sommerlebensräume ohne Geschlechtertrennung zeigt für die Komponenten der Baumschicht in Thüringen keine Unterschiede. In Russland hingegen war der Anteil von Fichten in den Sommerlebensräumen höher als der Kiefernanteil. Auf Grund der großflächig guten Habitatqualität und der ähnlichen Anteile von Kiefern und Fichten je ha ist dieses Ergebnis eher zufällig, denn Kiefern sind im russischen Untersuchungsgebiet flächendeckend vorhanden.

Die Nutzung lichter Waldstandorte konnte in beiden Untersuchungsgebieten festgestellt werden. Ein Bestandesschlussgrad von 50 - 60 % wird als Optimalwert für Auerhuhnlebensräume beschrieben (Storch 1993b, Schroth 1994, Suchant 2001). In diesen Wertebereich fallen auch die mittleren Bestandesschlussgrade an den Nachweispunkten in Thüringen und in Russland. Trotz ähnlicher Mittelwerte der Bestandesschlussgrade beider Untersuchungsgebiete waren doch die Werte in Russland signifikant höher als in Thüringen. Grund dafür ist die flächige Verbreitung von Kiefern und Birken in Russland, die als Lichtbaumarten auch noch bei Schlussgraden von 70 - 75 % mehr Licht auf den Waldboden lassen als Fichtenforste gleichen Schlussgrades. Das bedingt in Russland noch unter höheren Bestandesschlussgraden gute Auerhuhnhabitate.

Die Ergebnisse des logistischen Regressionsmodells zeigen, dass der Bestandesschlussgrad in Thüringen eine erklärende Variable für das Vorkommen von Auerhühnern ist. Das zeigt sich auch in dem großen Unterschied zwischen Angebot und Nutzung. In Russland wurde der Bestandesschlussgrad nicht als erklärende Variable ermittelt, was mit den geringen Unterschieden zwischen Angebot und Nutzung zusammenhängt.

Der Bestandesschlussgrad in russischen Winterhabitaten war niedriger als in Sommerhabitaten. Ursache dafür ist die verstärkte Nutzung der sehr lichten Moorwälder im Winterhalbjahr. Das bestätigen auch Studien aus Estland (Vith 1997), Skandinavien (Miettinen et al. 2005, Rolstad et al. 2007), Russland (Semenov-Tjan-Sanskij 1960, Romanov 1988) und dem Alpenraum (Storch 1993a). Die Nutzung dieser offenen Waldstandorte wird von Storch (1993a) und Thiel et al. (2007) als eine Prädatorenvermeidungsstrategie gewertet. Auch Scherzinger

(2003) beschreibt die bevorzugte Nutzung von freistehenden, z. T. dünnen Fichten mit guter Übersicht als Schlafbäume im Winterhalbjahr.

Die Wirtschaftswälder in Thüringen erfüllen den Anspruch der Vögel an den Winterlebensraum, denn im Winter nutzten sie, unabhängig von der Bodenvegetation, auch jüngere Sukzessionsstadien, die durch Schnee- bzw. Windbruch oder Durchforstungen einen niedrigen Kronenschlussgrad aufwiesen. Boock & Pape (1995) beschreiben, dass in Thüringen durch das gezielte Freistellen von Kieferngruppen innerhalb von Fichtenbeständen schon 25 - 45-jährige Bestände durch Auerhühner im Winter genutzt wurden und auch in Südschweden wurde von Rolstad et al. (2007) die winterliche Habitatwahl von jüngeren Beständen beobachtet.

8.5.2. Einfluss des Bestandesalters der Wälder auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland

In vielen Studien wird auf die Bedeutung des Bestandesalters für Auerhühner hingewiesen (Klaus et al. 1985, Rolstad & Wegge 1987, Scherzinger 1996, Storch 1993). Sie besiedeln bevorzugt lichte Altbestände mit einem mäßigen Kronenschlussgrad von ca. 50 - 70 % (Gjerde 1991, Klaus et al. 1989, Pürkauer 1994, Storch 1993b, Suchant 2002). Buttig (1996) stellte in seiner umfassenden Habitatbewertung des Thüringer Schiefergebirges einen hochsignifikanten Zusammenhang von Habitateignung und dem Bestandesalter fest.

Die Waldlandschaft des Thüringer Schiefergebirges wurde durch Großkahlschläge in den vergangenen Jahrzehnten fragmentiert (Klaus 1995). Zusammenhängende Altholzkomplexe sind heute selten zu finden und die noch vorhandenen Parzellen stehen oft isoliert, umgeben von jungen bis mittelalten Beständen. Eine wichtige Fragestellung während der Untersuchung war, ob die Vögel, die ja Metapopulationen bilden (Segelbacher & Storch 2002, Segelbacher et al. 2003), in der Lage sind, die inselartig verteilten guten Habitate im Nord- und Südteil des Untersuchungsgebietes problemlos erreichen zu können. Das konnte durch die Telemetrie bestätigt werden. Die Vögel sind in der Lage, auch jüngere Sukzessionsstadien zu nutzen, wenn diese durch Schnee- bzw. Windbruch, Borkenkäferkalamitäten oder forstliche Tätigkeiten lichte Bestandesstrukturen aufweisen (Rolstad et al. 2007, Unger & Klaus 2005).

Der Anteil der über 100-jährigen Bestände liegt heute bei ca. 10 % im Thüringer Schiefergebirge. In einem 720 ha großen Schutzgebiet (NSG und SPA Gebiet) im Nordteil des Untersuchungsgebietes wertete Boock (1998) nach alten Forsteinrichtungswerken, die Altholzverteilung zwischen 1934 und 1995 aus. 1934 lag der Anteil der über 80-jährigen Bestände noch bei 52,5 %, 1995 betrug er noch 13,5 %. Das Angebot der über 80-jährigen Bestände liegt im Schiefergebirge bei 20 %. Die Auerhühner wurden auch in jüngeren Sukzessionsstadien ange-

troffen. In Thüringen nutzten die weiblichen Auerhühner im Winterhalbjahr signifikant jüngere Waldbestände als die Männchen. Das wird auch in den Studien an den autochthonen Auerhühnern in Thüringen von Klaus et al. (1985) und im Schwarzwald von Schroth (1994) beschrieben. Schroth (1994) gibt für häufig von Männchen genutzten Habitaten einen mittleren Baumabstand von über vier Metern an und begründet das mit der besseren Befliegbarkeit solcher Waldbestände. Auf Grund des ausgeprägten Geschlechtsdimorphismus können die kleineren und wendigeren Weibchen jüngere Waldstadien besser nutzen. Die Bevorzugung älterer Waldbestände durch Auerhähne bei der Wahl winterlicher Schlafbäume wird auch bei Thiel et al. (2007) beschrieben. In dieser Studie nutzten die Männchen Schlafbäume mit einem signifikant höheren Brusthöhenumfang als die Weibchen.

Die Altersklassen zwischen 30 und 60 Jahren wurden in Thüringen von beiden Geschlechtern vorrangig während des Winters aufgesucht, wenn sie durch Schneebruch oder Rückegassensysteme eine heterogene Struktur aufwiesen (Thiel et al. 2007).

Die umgesiedelten Auerhühner adaptierten sich in der intensiv forstlich genutzten Waldlandschaft mit einer starken Verschiebung der Altersklassen hin zu jüngeren Sukzessionsstadien (Buttig 1996) recht erfolgreich. Die Telemetrieergebnisse zeigten, dass die Vögel die Waldlandschaft großflächig nutzten (Unger & Klaus 2007) und dabei ungeeignete Habitatstrukturen problemlos überwinden konnten. Jüngere Waldstadien haben im Untersuchungsgebiet Trittschneefunktion für die Auerhühner bei der Habitatnutzung im Jahresverlauf, wenn sie frühzeitig lichte Strukturen aufweisen.

Mit der vorrangigen Nutzung von lichten Waldstrukturen, wie sie am häufigsten in Altbeständen zu finden sind, zeigten die Auerhühner die Bevorzugung einer Landschaft, ähnlich ihrem ursprünglichen Lebensraum, der natürlichen borealen Nadelwälder (Hansson 1992). Diese sind natürlicherweise auch schon in jüngeren Stadien lichter als die mitteleuropäischen Wirtschaftswälder (Walter 1974), was die Entwicklung einer üppigen Bodenvegetation fördert, welche wiederum dem Auerhuhn Deckung und Nahrung bietet (Storch 1995b). Die Habitatwahl der Auerhühner wurde in Thüringen durch das Alter der Waldbestände beeinflusst, da in den älteren Waldbeständen der Kronenschlussgrad niedriger ist.

Im russischen Untersuchungsgebiet ist großflächig gutes Auerhuhnhabitat mit hohen Anteilen von Baumholz (> 60 Jahre) vorhanden, was sich schon daran zeigt, dass es keine signifikanten Unterschiede zwischen Nachweis- und Zufallspunkten gab. Diese Aussage bestätigt sich auch in der Häufigkeit des Vorkommens von Auerhühnern in den russischen Untersuchungsgebieten.

Leider gibt es für das russische Gebiet keine Forsteinrichtungsdaten, die eine großflächige Beurteilung der Alterstruktur der Wälder ermöglichten. Die Luftbilder der russischen Untersuchungsgebiete zeigen neben großflächigen Moorwäldern allerdings auch forstlich bedingte Fragmentierungsansätze der Waldlandschaft durch Kahlschläge (siehe A 1, Abb. 3).

Deutliche Unterschiede des Bestandesalters zeigten sich beim Vergleich der Nachweispunkte und der Zufallspunkte beider Länder miteinander und der Winternachweispunkte. Interessant war hingegen, dass der Vergleich der Sommernachweispunkte keine Unterschiede bezüglich des Bestandesalters zeigte. In Thüringen zeichnete sich der Trend ab, dass die Vögel im Sommer die älteren Sukzessionsstadien nutzten, da sich in diesen die guten Sommerhabitate befinden. Das entspricht auch den von Wegge & Rolstad (1986) und von Storch (1995a) beschriebenen Ergebnissen, wonach die Habitatqualität für Auerhühner mit steigendem Anteil von Altholz zunimmt. Damit gleicht sich die Altersstruktur der Sommerhabitate der in den russischen Untersuchungsgebieten an.

8.5.3. Einfluss der Zusammensetzung der Bodenvegetation auf die Habitatwahl von Auerhühnern in Thüringen und Russland

Die Struktur und Zusammensetzung der Krautschicht ist vor allem im Sommerlebensraum von hoher Bedeutung, wie der Vergleich von Sommer- und Winterhabitaten in beiden Untersuchungsgebieten zeigte. Die Vögel suchten in Thüringen im Sommer Habitate mit höheren Gesamtdeckungsgraden der Bodenvegetation auf. Im Winter halten sich die Vögel zum größten Teil in den Baumkronen auf, wo sie fast ausschließlich Nadeln fressen (Heinemann 1989, Thiel et al. 2007). Im Winterhalbjahr erfolgt die Habitatwahl bezüglich der Bodenvegetation zufällig (Schroth 1994).

Die Entwicklung und Ausprägung der Krautschicht hängt entscheidend vom Aufbau der Baumschicht ab. Die Zusammensetzung der Bodenvegetation wird maßgeblich vom Licht am Boden, dem Säuregrad, der Humusform sowie von der Nährstoffversorgung bestimmt und der Bestandesschlussgrad ist somit ein limitierender Faktor für die Entwicklung der Bodenvegetation (Storch 1993b, Schroth 1994). Im Thüringer Untersuchungsgebiet suchten die Auerhühner bevorzugt Waldteile auf, die kleinere und größere Lücken im Kronendach aufwiesen, da an solchen Stellen häufig eine gut entwickelte Krautschicht ausgebildet war.

Die Bedeutung der Bodenvegetation, speziell der Zwergsträucher (Ericaceen), wird von vielen Autoren aus verschiedenen Regionen Europas hervorgehoben (u. a. Müller 1974, Klaus et al. 1989, Picozzi et al. 1992, Storch 1993b, Schroth 1994, Bollmann et al. 2005). Die Bodenvegetation und ihre Zusammensetzung spielt als Nahrungs- und Deckungsspender für das Auerhuhn, welches im Sommerhalbjahr viel Aktivitätszeit am Boden verbringt, eine große

Rolle (Klaus et al. 1985). Aus diesem Grund wurden die Deckungsgrade der Hauptelemente der Bodenvegetation (Ericaceen, Gräser, Kräuter und Baumverjüngung) erfasst und ein Vergleich zwischen Thüringen und Russland, Angebot und Nutzung, Sommer und Winter sowie Männchen und Weibchen angestellt.

Nach dem logistischen Regressionsmodell für Thüringen hat die Höhe der Ericaceen unter den Komponenten der Bodenvegetation die größte Bedeutung für das Vorkommen von Auerhühnern. In Russland wurden mit der selben Methode der Deckungsgrad der Ericaceen und der Deckungsgrad der Baumverjüngung als die bedeutenden Faktoren für das Vorkommen von Auerhühnern ermittelt. Das stimmt mit den Ergebnissen von Klaus et al. (1985), Storch (1993b), Schroth (1994) überein. Der Grund für die größere Bedeutung der Wuchshöhe der Ericaceen in Thüringen gegenüber ihrem Deckungsgrad ist mit überhöhten Rothirschbeständen (Boock & Pape 1995, Stubbe 2004) und dem daraus resultierenden starken Wildverbiss in einigen Teilen des Untersuchungsgebietes zu erklären (Klaus et al. 1985, Unger & Klaus 2007). Ericaceen, die Wuchshöhen von unter 15 cm aufweisen, sind für Auerhühner nicht attraktiv, da sie kaum noch Knospen bilden, wenig Früchte tragen und für die großen Vögel keine Deckung mehr bieten (Schroth 1994). In Russland besteht das Problem des Wildverbisses nicht und aus diesem Grund hat dort der Deckungsgrad der Ericaceen die höhere Wertigkeit. Verjüngunginseln bilden einen guten Sicht- und Witterungsschutz, wie die hohe Wertigkeit dieser Parameter in Russland zeigt. Im Schwarzwald wurden Auflichtungszonen in Baum- und Althölzern mit natürlicher Verjüngung und Heidelbeervegetation bevorzugt (Schroth 1995).

Auf die Bedeutung der Bodenvegetation im Sommerhabitat wurde schon hingewiesen. Der Vergleich der Bodenvegetation an Nachweispunkten von Männchen und Weibchen sowohl in Russland als auch in Thüringen zeigte, dass Weibchen im Sommer Standorte mit einem höheren Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation und mit größeren Höhen und Deckungsgraden der Ericaceen bevorzugten. Das entspricht den Ergebnissen von Klaus et al. (1985), Schroth (1994) und Storch (1994), welche die verstärkte Nutzung der ericaceenreichen Standorte im Sommer beschreiben. Auerhennen bewältigen die Brut und Aufzucht der Jungen ohne die Hilfe der Männchen (Klaus et al. 1989). Daraus erklärt sich, warum für die Weibchen im Sommer die Struktur der Krautschicht eine höhere Bedeutung hat als für die Männchen. An diesen Standorten findet die Brut und Aufzucht der Jungen statt. Die Aufzuchthabitate weisen einen höheren Insektenreichtum gegenüber dem Normalhabitat auf, was für die Jungenaufzucht in den ersten Lebenswochen von hoher Bedeutung ist (Kastdalen & Wegge 1985, Spidso & Stuen 1988, Storch 1994). In Südnorwegen untersuchten Stuen & Spidso (1988) ver-

schiedene Waldhabitats auf die Verfügbarkeit von Insekten für Auerhühnküken. Dabei stellten sie fest, dass die Insektenabundanz in heidelbeerreichen, natürlichen Fichtenwäldern am größten war. In der Schweiz wurden Untersuchungen zur Tauglichkeit des Auerhuhns als Schirmart für Bergwald-Lebensgemeinschaften durchgeführt (Suter et al. 2002). In einer Folgearbeit zu diesem Thema untersuchte Debrunner (2004) das Vorkommen von Bock- und Prachtkäfern in den Bergwäldern und stellte fest, dass der Schlussgrad des Waldbestandes für die Qualität eines Gebietes sowohl für Auerhühner als auch für Bock- und Prachtkäfer entscheidend ist.

Weiterhin bietet eine reich ausgebildete Heidelbeervegetation ein optimales Angebot aus pflanzlicher und tierischer Nahrung (Kastdalen & Wegge 1985, Biedermann 1992), Schutz vor Prädatoren und mikroklimatische Vorteile (Klaus et al. 1985, Porkert 1980, Storch 1994). In einer hessischen Teilpopulation konnte Müller (1974) zeigen, dass der Fortpflanzungserfolg maßgeblich von der Höhe des Heidelbeerertrages abhängig war. Aus diesen Befunden lässt sich ableiten, dass Weibchen generell den höheren Anspruch an das Sommerhabitat stellen, was auch durch eigene Beobachtungen von mausernden Männchen, in lichten ca. 50 - 60 Jahre alten Baumhölzern ohne nennenswerte Bodenvegetation belegt ist.

Der Vergleich der Bodenvegetation in Sommer- und Winterhabitaten in Thüringen zeigte die hohe Bindung der umgesiedelten Vögel an üppige Bodenvegetation im Sommer. Sie bevorzugten im Sommer einen höheren Gesamtdeckungsgrad der Bodenvegetation und höhere Deckungsgrade und größere Höhen der Ericaceen. Der generell höhere Anspruch der Vögel an die Sommerhabitats, deren ungleiche Verteilung im Untersuchungsgebiet und der große Unterschied zwischen Angebot und Nutzung bewirkte die Konzentration der Vögel in den ericaeenreichen Waldteilen im Sommer. Die Bedeckung des Bodens mit den restlichen Gräsern und Kräutern hat im Sommer nicht so eine hohe Bedeutung in Thüringen. Das zeigt sich auch daran, dass in Winterhabitaten der Deckungsgrad der Gras- und Krautvegetation höher war als in Sommerhabitaten. In Russland war es genau umgekehrt. Hier wurden die Auerhühner im Winter an Stellen mit höheren Gesamtdeckungsgraden der Bodenvegetation und mit höheren Deckungsgraden der Ericaceen angetroffen. Der Grund dafür ist die häufige Winternutzung der offenen Moor-Kiefernwälder mit üppiger Bodenvegetation, speziell von Ericaceen. Die Deckungsgrade der Gräser und Kräuter waren in den Sommerhabitaten in Russland höher als im Winter. Im russischen Untersuchungsgebiet ist das Scheidige Wollgras (*Eriophorum vaginatum*) sehr häufig. Die Knospen werden vor allem im Mai und Juni von den Weibchen während der Legezeit als eiweißreiche Nahrung aufgenommen (Romanov 1988, Schroth 1994, Scherzinger 2003). Ein weiterer Grund, warum in Russland die Gras- und Krautvegetation im

Sommerlebensraum eine größere Rolle spielt als in Thüringen, ist ihre artenreichere Zusammensetzung. Neben dem hohen Wert der Wollgräser im Frühsommer sind es weitere krautige, beerentragende Pflanzen wie z. B. die Steinbeere oder Himbeere, die sowohl Nahrung als auch Deckung bieten. Die Struktur des Bodenareals wird in Russland auch durch starkes liegendes, Totholz geprägt. In den russischen Habitaten konnte ein kleinfächiger Wechsel von Gräsern, Kräutern, Ericaceen und Naturverjüngung festgestellt werden, so dass die Vögel auf engem Raum ein breites Nahrungs- und Deckungsangebot vorfanden.

Die Situation in Thüringen stellt sich anders dar. Neben den bodenkahlen Fichtenforsten findet man in den älteren Sukzessionsstadien häufig flächendeckend Walddreitgras bzw. Drahtschmiele, die im Gegensatz zu den Ericaceen weder eine gute Nahrung noch ausreichend Deckung für die Vögel bieten. Gründe für die verstärkte Vergrasung sind die Kahlschlagswirtschaft der vergangenen Jahrzehnten (Markström 1978) und der Anstieg der atmosphärischen Stickstoffeinträge (Klaus et al. 1997, Becker 2001). Auch die Struktur des Bodenareals ist weniger gegliedert als in Russland. Zum einen wird durch die reguläre forstliche Nutzung schon ein großer Anteil liegenden Totholzes beseitigt. Hinzu kommt der in den vergangenen Jahren stark angestiegene Bedarf an Energieholz in der Bevölkerung, welche auch noch Einzelstämme, die keine wirtschaftliche Bedeutung haben, aus den Beständen entnimmt. Dadurch wird der Wald ausgeräumt und verliert Strukturen, die für die Auerhühner sehr wichtig sind.

Große Unterschiede zeigten sich beim Vergleich von Angebot und Nutzung der Bodenvegetation in Thüringen. In Thüringen waren alle erfassten Parameter der Bodenvegetation, außer die Gras – und Krautvegetation, in den genutzten Habitaten in deutlich höheren Anteilen vorhanden. Das unterstreicht die hohe Bedeutung der Zusammensetzung der Bodenvegetation für Auerhühner. In Russland war es genau umgekehrt. Hier wiesen alle Parameter, außer die Höhe der Ericaceen und der Deckungsgrad der Baumverjüngung, in den angebotenen Habitaten deutlich höhere Anteile auf. Diese Ergebnisse zeigen die großflächig gute Eignung der Lebensräume im russischen Untersuchungsgebiet. Der geringe Unterschied zwischen den genutzten und angebotenen Habitaten ist der Grund für den geringeren Erklärungswert des russischen Habitatmodells.

Der Vergleich zwischen den Untersuchungsgebieten in Thüringen und Russland zeigte, dass die Parameter Gesamtdeckung der Bodenvegetation und Deckungsgrade der Ericaceen, der Baumverjüngung und der Gräser- und Kräuter im russischen Untersuchungsgebiet deutlich höher waren als in Thüringen. Dieses Ergebnis entspricht der Erwartung, da hier der Vergleich einer intensiv forstlich genutzten Waldlandschaft in der gemäßigten Klimazone (Gou-

die 1995) mit der südlichen Taiga, in der kontinentalen Klimazone gelegen (Walther 1974), stattfand. Das russische Untersuchungsgebiet weist auf Grund geringeren Wirtschaftsdrucks, geringerer Erschließung, dünnerer menschlicher Besiedlung und anderer klimatischer Verhältnisse großflächig gute Auerhuhnlebensräume auf.

9. Schutzmaßnahmen und Ausblick

In der Vergangenheit wurde Auerhuhnschutz oftmals zu kleinflächig betrieben. Damit Populationen langfristig überleben können, muss der Lebensraumschutz auf allen räumlichen Ebenen erfolgen, d. h. praktische forstliche Maßnahmen zugunsten des Auerhuhns müssen auf ganze Landschaften ausgedehnt werden. Storch (1997a) unterschied drei Raumskalen. Die kleinste ist die Bestandesebene (Forstabteilung bis 100 ha), auf der die Waldstruktur und die kleinräumigen Vegetationsmerkmale optimiert werden müssen. Die nächst höhere Ebene ist die Forstrevierebene (ca. 1.000 ha), auf der das Mosaik der forstlichen Altersklassen und Bestandestypen betrachtet und verbessert werden muss. Auf der maßstäblich größten Ebene wird das Landschaftsmosaik (gesamtes Mittelgebirge) betrachtet und das Ausmaß von Fragmentierung beurteilt, wonach Verbindungskorridore geplant und gestaltet sowie isolierende Barrieren vermindert werden müssen (Storch 1997a).

Die Struktur der Habitate nimmt im Auerhuhnschutz eine zentrale Stellung ein (Storch 1995b). Ein gut strukturierter Lebensraum mit einer ausgeprägten Heidelbeervegetation verringert das Prädationsrisiko erheblich (Kauhala & Helle 2002).

Eine der wichtigsten Schutzmaßnahmen ist die Einhaltung von Ruhezeiten für forstliche Arbeiten in den Vorkommensgebieten der Auerhühner. Zwischen Mitte Februar und Ende Juli dürfen keine Durchforstungen, Einschläge oder Kalkungen erfolgen. Kalkung zerstört die Zwergstrauchheiden und hat in Auerhuhnlebensräumen zu unterbleiben. Forstlicher Wegebau muss besonders sensibel geplant und durchgeführt werden (Eckart 1995).

Der Forstmann kann zur Habitatverbesserung wesentlich beitragen. Eine wichtige Maßnahme ist die Durchforstung aller Altersklassen, um möglichst früh Licht an den Waldboden zu bringen. Vielfach werden für diese Arbeiten heute Harvester (Holzerntemaschinen) eingesetzt. Dabei hat sich in den vergangenen Jahren gezeigt, dass dies für die Auerhuhnhabitate einige Vorteile hat. Die Maschinen schaffen größere Flächen in kürzeren Zeiteinheiten, was folglich eine kürzere Störungszeit in den Auerhuhnhabitaten und die schnellere Auflichtung von Beständen bedingt. Allerdings müssen für den Harvestereinsatz alle 25 m Schneisen in den Bestand geschlagen werden, was unter Umständen die Prädationsgefahr für Auerhühner erhöhen kann, da Habichte die Auerhühner auf größere Entfernung ausmachen und jagen können. Die Schneisen sollten in Auerhuhngebieten nicht gerade verlaufen, sondern Krümmungen und

Buchtungen aufweisen. Durch die Auflichtung der jüngeren Bestände wird die Ausbildung von heidelbeerreicher Bodenvegetation, die für die Auerhühner als Deckung und Nahrung von größter Bedeutung ist, gefördert (Abb. 8). Weiterhin entstehen günstige Strukturen durch Femel- und Saumhiebe sowie durch Kleinkahlschläge von unter einen Hektar Ausdehnung. Eine wichtige Schutzmaßnahme zur kurzfristigen Aufwertung von Bruthabitaten ist die selektive Entnahme von Verjüngung in beerkrautreichen Altholzbeständen (Unger & Klaus 2005). Eine weitere nicht zu unterschätzende Gefahrenquelle für Auerhühner ist der Anflug an Kulturzäune aus Drahtmaterial. Kurzfristig wirkende Schutzmaßnahmen sind der Zaunabbau oder eine wirksame Verblendung mit gut sichtbaren und langfristig haltbaren Materialien (Müller 2002). Wo es die Geländegegebenheiten zulassen sollten Drahtzäune durch Hordengatter aus Holzmaterial ersetzt werden. Leider fand diese Problematik in den vergangenen Jahren nur ungenügend Berücksichtigung in der Thüringer Forstverwaltung. Hier muss schnellstens in den Verbreitungszentren etwas getan werden, um den geringen Bestand der Auerhühner nicht durch diese leicht abzustellende Gefahrenquelle weiterhin zu gefährden.

Ein zu hoher Schalenwildbesatz wirkt sich negativ auf Auerhuhnlebensräume aus, da u. a. die Heidelbeere stark verbissen und dadurch Brut- und Aufzuchtshabitate entwertet werden (Boock 1998). Das Ziel für Rotwildbewirtschaftungsgebiete in Thüringen ist zwei Individuen auf 100 ha. Dieses Ziel ist vielfach nicht erreicht worden. So gibt Stubbe (2004) für das Thüringer Schiefergebirge Rotwilddichten von sechs bis sieben Ind./100 ha an. Lokal gibt es Gebiete, in denen die Dichten noch höher liegen.

Wildschweine treten in Mitteleuropa zunehmend als Nestprädatoren bei Auerhühnern auf (Gärtner & Klaus 2004; Storch et al. 2005). In Vorkommensgebieten von Auerhühnern sollte aus diesem Grund auf Kirschung (Anlocken von Wild mit Futter) verzichtet werden, weil dadurch die Wildschweine verstärkt in Auerhuhngebiete eindringen. Auch im Untersuchungsgebiet wurden in den vergangenen Jahren verstärkt Wildschweine registriert.

Das Ziel des Auswilderungsprojektes mit Wildfang-Auerhühnern in Thüringen ist die Begründung einer sich wieder selbst tragenden Population. In solchen Projekten spielt das Prädatoren-Management eine wichtige Rolle. Neben der Verbesserung der Lebensräume, sollte die Bejagung von Fuchs und Marder in den Auerhuhngebieten konsequent betrieben werden (Unger & Klaus 2005).

Die Gestaltung der Auerhuhnhabitate auf den vorgesehenen 15.000 ha ist bisher nur in geringem Umfang realisiert worden (ca. 800 ha). Vier EG-Vogelschutzgebiete wurden mit dem Ziel des Auerhuhnschutzes erweitert bzw. neu gemeldet. Erheblich erweitert wurden die EG-Vogelschutzgebiete Nr. 27 „Westliches Thüringer Schiefergebirge“ (11.914 ha), Nr. 28

„Nördliches Thüringer Schiefergebirge mit Schwarzatal“ (7.151 ha) und Nr. 36 „Vordere und Hintere Heide südlich Uhlstädt“ (6.183 ha). Neu gemeldet wurde das EG-Vogelschutzgebiet Nr. 34 „Langer Berg-Buntsandstein-Waldland um Paulinzella“ (4.300 ha). Mit einer Gesamtwaldfläche von 28.158 ha entsprechen diese Schutzgebiete den von der internationalen Forschung ermittelten Schutzgebietsgrößen (u. a. Storch 1997b). Empfehlungen zur Behandlung dieser Gebiete werden in Wiesner et al. (2008) gegeben. Momentan werden durch die Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei entsprechende Managementpläne für diese Schutzgebiete erarbeitet. Diese sollen sicherstellen, dass bei der langfristigen Forsteinrichtung und Planung, für die kommenden Jahrzehnte, eine Verschlechterung der SPA Gebiete nicht erfolgt.

9.1. Forstliche Maßnahmen für die Verbesserung von Auerhuhnlebensräumen in Thüringen

Zusammenfassend seien hier die kurz-, mittel- und langfristig wirkenden, die Auerhuhnlebensräume verbessernden Maßnahmen ausgeführt:

- Der Abbau von Drahtkulturzäunen, die für Auerhühner und andere Tierarten tödliche Fallen im Lebensraum darstellen (Zaunanflüge bzw. Hineinlaufen). Diese sollten bei Bedarf durch Hordengatter (aus Holzmaterial) ersetzt werden.
- Die Hochdurchforstung der Fichtenbestände (Eingriff in die kronenbildende Baumschicht) mit einer Förderung von Kiefer- und Laubholznaturverjüngung sowie Weißtanne.
- Schaffung von lichten Waldstrukturen zur Förderung der Bodenvegetation, insbesondere der Heidelbeere. So gibt es im Thüringer Schiefergebirge viele Flächen, auf denen die Heidelbeere massiv von der Fichtenverjüngung verdrängt wird. Hier besteht die Möglichkeit, kurzfristig Bruthabitate für Auerhühner aufzuwerten. Dazu muss die Fichtenverjüngung verinselt werden, um der Heidelbeere wieder mehr Raum zu geben und ein Mosaik aus Heidelbeervegetation und Verjüngungsinseln entstehen zu lassen.
- Die Ausnutzung von guten Samenjahren bei der Kiefer sollte durch Bodenverwundung (Furchen) effektiver gestaltet werden und die vorhandene Naturverjüngung der Kiefer sollte gefördert werden. Kiefern werden von Auerhühnern als Nahrungs- und Schlafbäume gegenüber der Fichte bevorzugt.
- Die Hochdurchforstung als waldbauliche Maßnahme in den Fichtenbeständen hat auch für eine mittel- und langfristige (5 bis über 10 Jahre) Verbesserung der Wälder große Bedeutung. Hierbei sollen im Bestand vorhandene Kiefern und Laubhölzer sowie Weißtannen gegenüber der Fichte bevorzugt werden.

- Stehendes und liegendes Totholz aller Baumarten sollte in den Beständen in flächiger Verteilung belassen werden. Besondere Bedeutung kommt hierbei wieder dem Starkholz und den höhlentragenden Bäumen zu.
- Großflächiger Waldumbau zu mehr vertikaler und horizontaler Strukturierung sollte mittelfristig für das gesamte Projektgebiet angestrebt werden.
- Schaffung von Lückensystemen im Wald, z. B. Schneebruchlöcher oder Käferhorste, einbeziehen oder an geeigneter Stelle auch Femellöcher oder Schmalkahlschläge einbringen. Das erhöht den Grenzlinienreichtum in den Auerhuhnlebensräumen.

Ausblick

Ganz entscheidend für die langfristige Erhaltung des Auerhuhns in Thüringens Wäldern ist die Erweiterung des arttypischen Lebensraumes mit reichen Heidelbeervorkommen auf großer Fläche. Die EG-Vogelschutzgebiete Nr. 27, 28, 34 und 36 besitzen somit eine wichtige Funktion. Sie schützen zugleich Gemeinschaften weiterer Waldvogelarten, u. a. Sperlings- und Rauhfußkauz, Schwarzspecht, Ziegenmelker, Heidelerche.

Die intensiven Beobachtungen der vergangenen Jahre zeigten, dass die Tiere sich gut im neuen Lebensraum zurechtfinden. Dennoch ist das Wichtigste für eine Population eine erfolgreiche Reproduktion. Momentan wird der Bestand des Auerhuhns im Thüringer Schiefergebirge auf 30 - 35 Vögel geschätzt und die Tendenz 2008 war leicht rückläufig. Um diese Tendenz aufzuhalten, ist die Berücksichtigung der Bedürfnisse des scheuen Auerhuhns bei touristischer Walderschließung (Reit-, Rad-, Wander- und Skiwege), bei Bauvorhaben und bei allen forstlichen Maßnahmen die Grundvoraussetzung für die Erhaltung der Art in Thüringen. Neue Gefahr der Beunruhigung und Lebensraumzerstörung in den Auerhuhngebieten des Schiefergebirges geht von einer geplanten 380-KV-Leitungstrasse aus. Eine geplante Variante verläuft über viele Kilometer direkt durch ein Vorkommensgebiet der Auerhühner, das gleichzeitig auch zum EG-Vogelschutzgebiet Nr. 27 gehört. Die momentan im Schiefergebirge lebende kleine Auerhuhnpopulation ist hochbedroht und ihr Überleben sehr unsicher. Die Erhaltung der Art in Thüringen kann nur gelingen, wenn die begonnenen Lebensraumverbesserungen in den neuen EG-Vogelschutzgebieten fortgeführt werden und Landnutzer und Naturschützer eng und konstruktiv zusammenarbeiten.

10. Literatur:

- Angelstam, P. (2004): Habitat thresholds and effects of forest landscape change on the distribution and abundance of black grouse and capercaillie. *Ecol. Bull.* 51: 173 - 187.
- Angelstam, P. & F. Sandegren (1982): A release of pen-reared capercaillie in central Sweden-survival, dispersal and choice of habitat. *Proc. Int. Grouse Symp.* 2: 204 - 209.
- Aschenbrenner, H. (1982): Brief report on a method of capercaillie introduction in the forest of Bavaria. *Proc. Int. Grouse Symp.* 2: 210 - 211.
- BAFU (2008): Artenförderung Vögel. Aktionspläne für die Schweiz. Umwelt Vollzug Nr. 0804. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/ BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich.
- Baines, D. & R. W. Summers (1997): Assessment of bird collisions with deer fences in Scottish forests. *Journal of Applied Ecology* 34: 941 - 948.
- Baines, D. & M. Andrew (2003): Marking of deer fences to reduce frequency of collisions by woodland grouse, *Biological Conservation* 110: 169 - 176.
- Baines, D., R. Moss & D. Dugan (2004): Capercaillie breeding success in relation to forest habitat and predator abundance. *Journal of Applied Ecology* 41: 59 - 71.
- Baker, K. (1993): Identification Guide to European Non – Passerines. BTO Guide 24. British Trust for Ornithology, Thetford.
- Bairlein, F. (1996): Ökologie der Vögel. Gustav Fischer Verlag Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm.
- Bauer, H. G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Bd. 2, Nonpasseriformes, Wiebelsheim.
- Bill, R. (1999): Grundlagen der Geoinformationssysteme. Bd. 2, Analysen, Anwendungen und neue Entwicklungen. Herbert Wichmann Verlag.
- Becker, R. (2001): Ökologische Belastungsgrenzen (Critical Loads) an den Wald – und Hauptmessstationen in Thüringen. *Mitteilungen der Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 19: 13 - 36.
- Bergmann, H. H., S. Klaus & R. Suchandt (2003): Auerhühner – schön, scheu, schützenswert. Braun, Karlsruhe.
- Bergmann, H. H., H. Kruckenberg & V. Wille (2006): Wilde Gänse- Reisende zwischen Wildnis und Weideland. Braun, Karlsruhe.
- Bergmann, H.-H., C. Seiler & S. Klaus (2000): Release projekts with grouse- a plea for translocations, In: Malkova, P. (ed. 2000): Tetraonids- Tetraonidae at the break of the millenium. Proceedings of international Conference in Ceske Budejovice, Czech Republic, 24-26 March 2000.

- Bergmann, H. H. & V. Wille (2001): Flüchten oder gewöhnen?- Feindabwehrstrategien wildlebender Tiere als Reaktion auf Störsituationen. Laufener Seminarbeitr. 1/ 01: s. 17 - 21.
- Beshkarev, A. B., A. Blagovidov, V. Teplov & O. Hjeljord (1995): Spatial distribution and habitat preference of male Capercaillie in the Pechora – Illych Nature Reserve in 1991 - 92. Proc. Int. Grouse Symp. 6: 48 - 53.
- Berthold, P. (2000): Vogelzug – Eine aktuelle Gesamtübersicht. Wissenschaftliche Buchgesellschaft Darmstadt.
- Biedermann, R. (1992): Athropodenvielfalt und Auerhuhn – Nahrung in den emmissionsgeschädigten Hochlagen des Bayerischen Waldes. Dipl. Arbeit, Univ. Regensburg.
- Bill, R. (1999): Grundlagen der Geoinformationssysteme. Bd. 2, Analysen, Anwendungen und neue Entwicklungen. Herbert Wichmann Verlag.
- BmTierSSchV (2005): Verordnung über das innergemeinschaftliche Verbringen sowie die Einfuhr und Durchfuhr von Tieren und Waren (Binnenmarkt – Tierseuchenschutzverordnung – BmTierSSchV) § 34 Abs. 2. In der Fassung der Bekanntmachung vom 6. April 2005, BGBl. I S. 997.
- Blumenstein, D. T., L. L. Anthony. R. Harcourt & G. Ross (2003): Testing a key assumption of wildlife buffer zones: is flight initiation distance a species – specific trait? Biological Conservation 110: 97 - 100.
- Boock, W. & D. Pape (1995): Forstliche Maßnahmen zum Auerhuhnschutz im Thüringer Schiefergebirge. Naturschutzreport 10: 91 - 101.
- Boock, W. (1998): Altholzverteilung 1934 bis 1995 und Siedlungsdichte des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) in einem Vorkommensgebiet im Thüringer Schiefergebirge, Acta ornithocol., Jena 4.1: 53 - 61.
- Bollmann, K., Weibel, P., Graf, R.F. 2005: An analysis of central Alpine capercaillie spring habitat at the forest stand scale. - Forest Ecology and Management 215:307 - 318.
- Borchtschevski, V. G., O. Hjeljord, P. Wegge & A. Sivkov (2003): Does fragmentation by logging reduce grouse reproductive success in boreal forests? Wildl. Biol. 9: 275 - 282.
- Bradbury, J. W. (1977): Lek mating behaviour in the hammer - headed bat. Z. Tierpsychol. 45: 225 - 255.
- Bradbury, J. W., R. M. Gibson, I. M. Tsai (1986): Hotspots and the evolution of leks. Anim. Behav. 34: 1694 - 1709.
- Braunisch, V. & R. Suchant (2007): A model for evaluating the ‘habitat potential’ of a landscape for capercaillie *Tetrao urogallus*: a tool for conservation planning. Wildl. Biol. 13 (1): 21 - 33.

- Brenot, J. F., M. Catusse & E. Menoni (1996): Effets de la station de ski de fond du Plateau de Beille (Ariege) sur une importante population de grand tetras *Tetrao urogallus*. *Alauda* 64: 249 - 260.
- Bryant, J. & P. J. Kuropat (1980): Selection of winter forage by subarctic browsing vertebrates: the role of plant chemistry. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 11: 261 - 285.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Hrsg. (2007): Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt. Paderborn: 180 Seiten.
- Burfield, I. & F.v. Bommel (2004): Birds in Europe-Population estimates, trends and conservation status. *BirdLife Conservation Series* 12: 93.
- Burt, W. H. (1943): Territory and home-range concepts as applied to mammals. *J. of Mammology* 24: 346 - 352.
- Busching, W. D. (1997): Handbuch der Gefiederkunde europäischer Vögel. Aula Verlag Wiesbaden.
- Buttig, F. (1996): Zur Situation des Auerhuhns (*Tetrao urogallus* L.) im Thüringer Schiefergebirge- Bestandserfassung und Habitatanalyse, Dipl. Arb. an der Thüringer Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg, (unveröff.).
- Calvo, B. & R. W. Furness (1992): A review of the use and the effects of marks and devices on birds. *Ringling & Migration*: 129 - 151.
- Catt, D. C., D. Dugan, R. E. Green, R. Moncrieff, R. Moss, N. Picozzi, R. W. Summers & G. A. Tyler (1994): Collisions against fences by woodland grouse in Scotland. *Forestry* 67: 105 - 118.
- Craven, S., T. Barnes & G. Kania (1998): Toward a professional position on the translocation of problem wildlife. *Wildlife Society Bulletin* 26(1): 171 - 177.
- Czech, B. (2000): Economic associations among causes of species endangerment in the United States. *Bioscience* 50: 593 - 601.
- Debrunner, R. (2004): Das Auerhuhn als Schirmart für ausgewählte Käferarten: Eine Untersuchung zur Beziehung zwischen Auerhuhnvorkommen und Biodiversität. Dipl. Arb. ETH Zürich.
- Del Campo, J. C. & J. F. Garcia – Gaona (1983): Auerhuhnzählung in der Cantabrischen Kordillere. *Natural Hisp.* 25: 1 - 32 (span.).
- Devrient, E. (1908): Die Hennenbergische Wälderbeschreibung von 1587. Eisenach.
- Dietzen, W. (1995): PSW Goldisthal und Auerhuhn. Gutachten f. Thür. LVA (unveröff.)
- Dietzen, W. (1996): Talsperre Leibis und Auerhuhn. Gutachten für TLUG (unveröff.).

- Eckard, L. Waldbauliche Zielstellungen der Thüringer Landesforstverwaltung- Beziehungen zum Schutz und zur Erhaltung der Raufußhühner. Naturschutzreport 10: 23 - 26.
- Eckert, J., E. Kutzer, M. Rommel, H. J. Bürger & W. Körting (1992): Veterinärmedizinische Parasitologie. Parey Berlin Hamburg.
- Eichler, R. & K. Haarstick (1995): Die Wiederansiedlung des Auerhuhns im Harz. Naturschutzreport 10: 125 - 134.
- Fielding, A. H. & P. F. Haworth (1995): Testing the generality of bird – habitat models. Conservation Biology 9: 1466 - 1481.
- Finne, M. H., P. Wegge, S. Eliassen & M. Odden (2000): Daytime roosting and habitat preference of capercaillie Tetrao urogallus males in spring – the importance of forest structure in relation to anti – predator behaviour. Wildl. Biol. 6: 241 - 249.
- Firbas, F. (1952) Waldgeschichte Mitteleuropas nördlich der Alpen. Bd. II, Jena.
- Frisch, O v. (1960): Zum Thema Balzflug. J. Orn. 101: 496 - 497
- Gahsche, J. & P. Bens (2002): Arc view Kochbuch. Lutra Verlags – und Vertriebsgesellschaft b. R., Tauer.
- Gärtner, S. & S. Klaus (2004): Der Einfluss von Beutegreifern auf das Auerhuhn (Tetrao urogallus) in Thüringen. Beiträge zur Jagd- und Wildforschung, Bd. 29, 295 - 302.
- Gilmer, D. S., J. J. Ball, L. M. Cowardin & J. H. Riechmann (1974): Effects of radio packages on wild Ducks. J. Wildl. Manag. 38 (2), 243 - 252.
- Gjerde, I., P. Wegge, O. Petersen & G. E. Solberg (1984): Home Range and habitat use of a local capercaillie population during winter in SE Norway. In: T. Lovel (ed.), Grouse, Suffolk.:247 - 260.
- Gjerde, I. & P. Wegge (1989): Spacing pattern, habitat use and survival of Capercaillie in a fragmented winter habitat, Ornis Scand. 20: 219 - 225.
- Gjerde, I., P. Wegge, J. Rolstad (2000): Lost hotspots and passive female preference: the dynamik process of lek formation in capercaillie Tetrao urogallus. Wildl. Biol. 6: 291 - 298.
- Glutz v. Blotzheim, U., K. M. Bauer & E. Bezzel (5, 1973/ 2. Aufl. 1994): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Galliformes und Gruiformes, Aula Verlag Wiesbaden.
- Gomez – Manzanedo, M. & J. A. Reque (2008): Landscape connectivity assesment of the cantabrian capercaillie habitat. 11th int. grouse Symp., whithorse, Canada: 28 (summery).
- Goudie, A. (1995). Physische Geografie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, Oxford.

- Graf, K. (2001): Telemetrische Erfolgskontrolle eines Translokations- Projekts mit Auerhühnern (*Tetrao urogallus* L.) in Thüringen, Dipl. Arb. an der Thüringer Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg (unveröff.).
- Graf, K. & S. Klaus (2001): A translocation experiment using capercaillie *Tetrao urogallus* from central Russia, *Vogelkundl. Ber. Niedersachs.* 33: 181 - 186.
- Graf, R.F. (2005): Analysis of capercaillie habitat at the landscape scale using aerial photographs and GIS. Ph.D. Thesis, Swiss Federal Institute of Technology Zürich.
- Graf, R.F., Bollmann, K., Suter, W. & Bugmann, H. (2005): The importance of spatial scale in habitat models: capercaillie in the Swiss Alps. *Landscape Ecology* 20: 703 - 717.
- Graf, R.F., Bollmann, K., Sachot, S., Suter, W. & Bugmann, H. (2006): On the generality of habitat distribution models: a case study with capercaillie in three Swiss regions. *Ecography*, 29(3), 319 - 328.
- Graf, R.F., Bollmann, K., Suter, W. & Bugmann, H. (2007): Forest and landscape structure variables as predictors for capercaillie occurrence. *J. Wildlife Manag.* 71 (2): 356 - 365.
- Graf, R.F., Bollmann, K., Suter, W. & Bugmann, H. (2004): Using a multi – scale model for identifying priority areas in capercaillie (*Tetrao urogallus*) conservation. In Smithers R. (ed), *Proceedings of the 12. annual IALE(UK) conference “Landscape ecology of trees and forests”*: 84 - 90. Cirencester, UK.
- Greenwood, R. J. & A. B. Sargeant (1973): Influence of radio packs on captive mallards and blue – winged Teal. *J. Wildl. Manag.* 37 (1), 3 - 9.
- Griffin, A. S., D. T. Blumstein & C. Evans (2000): Training captive – bred or translocated animals to avoid predators. *Conservation Biology* 14: 1317 - 1326.
- Griffith, B., J. M. Scott, J. W. Carpenter & C. Reed (1989): Translocation as a species conservation tool: status and strategy. *Science* 245: 447 - 480.
- Grimm, V. & I. Storch (2000): Minimum viable population size of capercaillie *Tetrao urogallus*: results from a stochastic model. - *Wildl. Biol.* 6: 219 - 225.
- Grünberger, S. & B. Leisler (1990): Angeborene und erfahrungsbedingte Komponenten der Habitatwahl der Tannenmeise (*Parus ater*), *J. Orn.* 131: 460 - 464.
- Gugerli, F., G. Jacob & K. Bollmann (2008): Molekulare Marker erzählen aus dem Geschichtsbuch: Auerhuhn – Populationsgenetik in den Schweizer Alpen. *Ornithol. Beob.* 105: 77 - 84.
- Gullion, G. W. R. L. Eng & J. J. Kupa (1962): Three methods for individual marking Ruffed Grouse. *J. Wildl. Manag.* 26: 404 - 407.

- Gundersen, V. & J. Rolstad (2000): Red fox *Vulpes vulpes* and pine marten *Martes martes* in boreal forests: Does habitat fragmentation affect the predation rate? (In Norwegian with an English summary) *Fauna* 53: 186 - 198.
- Gutierrez, R. J., G. F. Barrowclough & J. G. Groth (2000): A classification of the grouse (Aves: Tetraoninae) based on mitochondrial DNA sequences. *Wildl. Biol.* 6: 205 - 211.
- Halle, S. (1996): Metapopulation und Naturschutz- eine Übersicht. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5: 141 - 150.
- Halle, S. & S. Klaus (1999): Leben und Überleben in Inselhabitaten- das Metapopulationskonzept in der Ornithologie. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 36: 73 - 77.
- Hansson, L. (1992): Landscape ecology of boreal forest. *TREE* 7: 299 - 302.
- Harvie – Brown, J. A. (1888): The Capercaillie in Scotland, with some account of the extension of its range since its restoration at Taymouth in 1837 and 1838. Edinburgh.
- Heft, H. (1958): Zur gegenwärtigen Verbreitung des Auerhuhns, *Tetrao urogallus major* Brehm, in der Deutschen Demokratischen Republik.
- Heinemann, U. (1989): Das Nahrungsspektrum des Auerwildes (*Tetrao urogallus* L.) Literaturstudie und eigene Untersuchungen. Dissertation, Tierärztliche Hochschule Hannover.
- Herzog, P. W. (1979): Effects of radio- marking on behaviour, Movements, and survival of spruce grouse. *J. Wildl. Manag.* 43 (2), 316 - 323.
- Heß, H. (1898): Der Thüringer Wald in alten Zeiten. Gotha.
- Hiekel, W., F. Fritzlar, A. Nöllert, & W. Westhus (2004): Die Naturräume Thüringens. *Naturschutzreport* 21, Jena.
- Hines, J. E. & F. C. Zwickel (1985): Influence of radio packages on young blue grouse. *J. Wildl. Manag.* 49 (4), 1050 - 1054.
- Hjeljord, O., P. Wegge, J. Rolstad, M. Ivanova & A. B. Beshkarev (2000): Spring - summer movements of male Capercaillie *Tetrao urogallus*: A test of the „landscape mosaic“ hypothesis. - *Wildl. Biol.* 6: 251 - 256.
- Hjorth, I. (1970): Reproductive Behaviour in Tetraonidae with special reference to males. *Viltrevy* 7: 184 - 588.
- Hjorth, I. (1982): Attributes of capercaillie display grounds and the influence of forestry. *Proc. Int. Grouse Symp.* 2: 26 - 33.
- Hjort, I. (1993): The capercaillie and forestry- a report from the projekt 1983 - 1987. Report from the Swedish Nat. Board of Forestry 1/ 1993.
- Hofmann, G. (1997): Der Wald – Mitteleuropäische Wald – und Forst – Ökosystemtypen in Wort und Bild. *AFZ Sonderheft*.

- Ims, R. A., J. Rolstad & P. Wegge (1993): Predicting space use Responses to habitat fragmentation: Can voles *Microtus oeconomus* serve as an experimental model system (EMS) For Capercaillie Grouse *Tetrao urogallus* in boreal Forest? *Biological Conservation* 63: 261 - 268.
- IUCN (1998): Guidelines for reintroductions. Prepared by the IUCN/ SSC reintroduction specialist group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Jäger, J. & P. Pechacek (2002): Minimale Stichprobengröße für Berechnungen von Kernel-basierten Aktionsräumen beim Dreizehenspecht (*Picoides tridactylus*). *J. Orn.* 143: 416 - 423.
- Johnson, R. N. & A. H. Berner (1980): Effects of radio transmitters on released cock pheasants. *J. Wildl. Manag.* 44 (3), 686 - 689.
- Kaplan, E. L. & P. Meier (1958): Nonparametric estimation from incomplete observations. *J. Am. Stat. Assoc.* 53: 457 - 481.
- Kareiva, P. (1987): Habitat fragmentation and the stability of predator-prey interactions. *Nature* 326: 388 - 390.
- Karer, A. (1987): Untersuchungen zur Habitatwahl der Heckenbraunelle (*Prunella modularis*). Dipl. arbeit, Univ. Konstanz.
- Kastdalen, L. & P. Wegge (1985): Animal food in capercaillie and black grouse chicks in southeast Norway – a preliminary report. *Proc. Int. Grouse Symp.* 3: 499 - 509.
- Kauhala, K. & P. Helle (2002): The impact of predator abundance on grouse populations in Finland – a study based on wildlife monitoring counts. *Ornis Fennica* 79: 14 - 25.
- Kenward, R. E. (2001): *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. ACADEMIC PRESS; San Diego San Francisco New York Boston London Sydney Tokyo.
- Kaiser, E. (1955): *Thüringerwald und Schiefergebirge*. Geografisch-Kartographische Anstalt Gotha.
- Kessler, A. (1998): Telemetrische Begleituntersuchungen zur Auswilderung von Auerhühnern im Nationalpark Bayerischer Wald – mit Gehegebeobachtungen zum Einfluss von Senderhalsbändern. Dipl. Arb. Univ. Marburg (unveröff.).
- Kirikov, S. V. (1947): Balz und Fortpflanzungsbiologie des Auerhuhns im Südrussland. *Zool. J. Moskau* 25: 71 - 84 (russ.).
- Kirpichev S. P. (1961): Die Altersveränderlichkeit der Konstitution, der Größe und des Gefieders bei Auerhühnern, Übersetzung aus Trudy Barguzinskowo Gosudarstwenno Zapovedniki, Ulan Ude 3: 127 - 154.
- Klaus, S. (1984): Predation among Capercaillie in a reserve in Thuringia. In T. Lovel u. Hudson P. (Hrsg.), *Grouse*. Suffolk: 44 - 48.

- Klaus, S. (1991): Effects of forestry on grouse populations: Case studies the Thuringian and bohemian forests, Central Europe, *Ornis Scand.* 22: 218 - 223.
- Klaus, S. (1994): To survive or To Become Extinct: Small Populations of Tetraonids in Central Europe. In *Minimal Animal Populations*. H. Remmert (Ed.). Springer Verlag: 137 - 152.
- Klaus, S. (1995): Situation der Auerhühner in Thüringen, *Naturschutzreport* 10, 11 - 21.
- Klaus, S. (1997): Flucht in die Zucht- Eine kritische Bilanz der Wiederansiedlung von Auerhühnern, *Nationalpark* 1/97, 8 - 13.
- Klaus, S., E. Seibt & W. Wennrich (1982): Bestandsrückgang und Arealschwund des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) in Thüringen, *Berichte aus der Vogelwarte Hiddensee* 2: 29 - 43.
- Klaus, S., W. Boock, M. Görner & E. Seibt (1985): Zur Ökologie des Auerhuhns (*Tetrao urogallus* L.) in Thüringen, *Acta ornithoecol.* 1: 3 - 46.
- Klaus, S., W. Boock, M. Görner & R. Blödner (1988): Die Grenzliniendichte als Abundanz-limitierender Faktor im Lebensraum des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*), *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 25: 85 - 88.
- Klaus, S., A. V. Andreev, H.-H. Bergmann, F. Müller, J. Porkert & J. Wiesner (1989): Die Auerhühner. Wittenberg-Lutherstadt.
- Klaus, S. & H.-H. Bergmann (1994): Distribution, status and limiting factors of Capercaillie (*Tetrao urogallus*) in Central Europe, particularly in Germany, including an evaluation of re-introductions. *Gibier Faune Sauvage* 11 (2): 57 - 80.
- Klaus, S., D. Berger & J. Huhn (1997): Capercaillie (*Tetrao urogallus* L.) decline and emissions from the iron industry, *Wildl. Biol.* 3: 3/ 4: 131 - 136.
- Klaus, S. & H.-H. Bergmann (2004): Situation der Waldbewohnenden Raufußhuhnarten Haselhuhn *Bonasa bonasia* und Auerhuhn *Tetrao urogallus* in Deutschland – Ökologie, Verbreitung, Gefährdung und Schutz. *Vogelwelt* 125: 283 - 295.
- Koskimies, (1957): Flocking behaviour in capercaillie and black grouse. *Pap. Game Res.* 18: 1 - 32.
- Kramer, G. (1953): Wird die Sonnenhöhe bei der Heimfindeorientierung verwertet? *J. Orn.* 94: 201 - 219.
- Kramer, G. (1959): Recent experiments on bird orientation. *Ibis* 101: 399 - 416.
- Kurki, S. & H. Linden (1995): Forest fragmentation due to agriculture affects the reproductive success of the ground - nesting black grouse *Tetrao tetrix*. *Ecography* 18: 109 - 113.
- Kurki, S., P. Helle, H. Linden A. Nikula (1997): Breeding success of black grouse and capercaillie in relation to mammalian predator densities on two spatial scales, *Oikos* 79: 301 - 310.

- Kurki, S., A. Nikula, P. Helle & H. Linden (1998): Abundance of red fox and pine marten in relation to composition of boreal forest landscapes. *Journal of Animal Ecology* 67: 874 - 886.
- Kurki, S., A. Nikula, P. Helle & H. Linden (2000): Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. *Ecology* (7), 1985 - 1997.
- Kurzejeski, E. W. & B. G. Root (1988): Survival of reintroduced Ruffed grouse in North Missouri. *J. Wildl. Manag.* 52: 248 - 252.
- Küster, H. (2003): *Geschichte des Waldes*. München.
- Labigand, G. & M. Munier (1989): Grand tetras et tourisme hivernal historique d'une place de chant dans les hautes Vosges. *Ciconia* 13: 19 - 30. [In French]
- Letty, J., S. Marchandeu, J. Clobert & J. Aubineau (2000): Improving translocation success: an experimental study of anti - stress treatment and release method for wild rabbits. *Animal Conservation* 3: 211 - 219.
- Levin, S. A. (1969): Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bull. Entomol. Soc. Am.* 15: 237 - 240.
- Levin, S. A. (1970): Extinction.- In: Gerstenhaber, M. (ed.): *Some Mathematical Problems in Biology. – Lectures on Mathematics in Life Sciences* (Vol. 2): 77 - 107; Providence, R. I.: American Mathematical Society.
- Ley, H. W. (1988): Verhaltensontogenese der Habitatwahl beim Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*). *J. Orn.* 129: 287 - 297.
- Lindahl, K. C. (1982): *Das Grosse Buch vom Vogelzug*. Berlin, Hamburg: Parey
- Lind, E. A. (1969): The structure of feeding fields of tetraonid Birds. *Suomen Riista* 21. 40 - 41.
- Linden H (1981) Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus* and black grouse, *Tetrao tetrix* from indirect evidence. *Finnish Game Res.* 39: 35 – 51.
- Lindén, H. (1981a): Changes in Finnish tetraonid populations and same factors influencing mortality. *Finnish Game Res.* 39: 3 - 11.
- Lindén, H. (1981b): Estimation of juvenile mortality in the capercaillie, *Tetrao urogallus*, and the black grouse, *Tetrao tetrix*, from indirect evidence. *Finnish Game Research* 39: 35 - 51.
- Lindén, H. (1981c): Does the duration and predictability of the winter affect the wintering success of the capercaillie, *Tetrao urogallus*? - *Finnish Game Res.* 39: 79 - 89.
- Lindén, H. 1984: The role of energy and resin contents in the selective feeding of pine needles by the capercaillie. *Ann. Zool. Fennici* 21: 435 - 439.

- Lindén, H. & R. A. Väisänen (1986): Growth and sexual dimorphism in the skull of the Capercaillie *Tetrao urogallus*: a multivariate study of geographical variation, *Ornis Scand.* 17: 85 - 98.
- Lindroth, H. & L. Lindgren (1950): On the significance for forestry of the capercaillie, *Tetrao urogallus*, feeding on pine needles. *Suomen Riista* 5, 60 - 81.
- Lindström, E. R., H. Andren, P. Angelstam, G. Cederlund, B. Hörnfeldt, L. Jäderberg. P. - A. Lemnell, B. Martinsson, K. Sköld & J. E. Swenson (1994): Disease Reveals The Predator: Sarcoptic Mange, Red Fox Predation, And Prey Populations. *Ecology* 75 (4): 1042 - 1049.
- Lieser, M. (1996): Zur Nahrungswahl des Auerhuhns *Tetrao urogallus* im Schwarzwald, *Ornithol. Beob.* 93: 47 - 58.
- Lieser, M., K. E. Schroth & P. Berthold (2005a): Ernährungsphysiologische Aspekte im Zusammenhang mit der Auswilderung von Auerhühnern *Tetrao urogallus*. *Ornithol. Beob.* 102: 97 - 108.
- Lieser, M., T. Töpfer, K. E. Schroth & P. Berthold (2005b): Energetische Beurteilung von Koniferennadeln als Winternahrung von Auerhühnern (*Tetrao urogallus*). *Ökologie der Vögel* 27: 1 - 33.
- Lindahl, K. C. (1982): *Das Grosse Buch vom Vogelzug*. Berlin, Hamburg: Parey
- Lindroth, H. & L. Lindgren (1950): On the significance for forestry of the capercaillie, *Tetrao urogallus*, feeding on pine needles. *Suomen Riista* 5: 60 - 81.
- Liukkonen - Anttila, T., R. Saartoala & R. Hissa (2000): Impact of hand - rearing on morphology and physiology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*). - A - molecular and integrative Physiology 2: 211 - 221.
- Lorenz, K. (1935): Der Kumpan in der Umwelt des Vogels. *J. Orn.* 83: 137 - 213.
- Mäkinen, T. A. Pyörnilä & R. Hissa (1997): Effects of captive rearing on capercaillie *Tetrao urogallus* physiology and anatomy. *Wildl. Biol.* 3: 294.
- Manly, B. F. J., L. L. McDonald, D. L. Thomas, T. L. McDonald & W. P. Erickson (2002): *Resource selection by animals-Statistical design and analysis for field studies*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Marcström, V., R. E. Kenward & M. Karlbom (1989): Survival of ringing-necked pheasants with Bachpacks, necklaces, and leg bands. *J. Wildl. Manag.* 53 (3), 808 - 810.
- Marjakangas, A., Rintamäki, H., Hissa, R. 1984 : Thermal responses in the Capercaillie *Tetrao urogallus* and the black grouse *Lyrurus tetrix* roosting in the snow.- *Physiological Zoology* 57:99 - 104.

- Marcström, V. (1978): Silviculture and higher fauna Sweden. 13. Congr Game Biol. Atlanta: 401 - 413.
- Marcström, V., R. E. Kenward, M. Karlbom (1989): . Survival of Ring- Necked Pheasants with Backpacks, Necklaces, and Leg Bands. J. Wildl. Manag. 53 (3): 808 - 810.
- Marti, C. (1992): Sorgen um das Auerhuhn. Ornith 6/ 92: 31 - 33
- März, R. (1987): Gewöl- und Rupfungskunde. Akademie Verlag Berlin.
- Menard, S. (2002): Applied logistic regression analysis. Sage Publications, London.
- Menoni, E. (1991): Taux de pertes, de mortalité et d'émigration de population chassées de grand Tétraz dans les Pyrénées, avec des références spéciales à la biologie de la reproduction chez le poule – quelques applications à sa conservation. Ph. D. thesis, Univ. Toulouse, France.
- Menoni, E. (1997): Location and size of Capercaillie Tetrao urogallus leks in relation to territories of hens. Wildl. Biol. 3: 3/ 4: 137 - 147.
- Menoni, E., C. Novoa & E. Hansen (1989): Impact de station de ski alpin sur la population de Grand Tétraz dans les Pyrénées. Actes Colloque Nat. De l'Association Française de Ingénieurs Ecologues en collaboration avec la société de écologie 5: 427 - 449. [In French]
- Miettinen, J. P. Helle & A. Nikula (2005): Lek area characteristics of capercaillie (Tetrao urogallus) in eastern Finland as analysed from satellite-based forest inventory data. Scandinavian Journal of Forest Research 20: 358 - 369.
- Miller, S. G., R. L. Knight & C. K. Miller (2001): Wildlife responses to pedestrians and dogs. Wildlife Society Bulletin 29: 124 - 132.
- Moss, R. (1987a): Demography of Capercaillie Tetrao urogallus in north-east Scotland. I. Determining the age of Scottish Capercaillie from skull and head measurements, Ornith Scand. 18: 129 - 134.
- Moss, R. (1987b): Demography of Capercaillie Tetrao urogallus in north-east Scotland. II. Age and sex distribution. Ornith Scand. 18: 135 - 140.
- Moss, R., N. Picozzi, R. W. Summers & D. Baines (2000): Capercaillie (Tetrao urogallus) in Scotland – demography of a declining population. Ibis 142: 259 - 267.
- Moss, R., S. B. Piattney & S. C. F. Palmer (2003): The use and abuse of microsatellite DNA markers in conservation biology. Wildl. Biol. 9: 243 - 250.
- Müller, F. (1973): Auerhuhn. In: U. N. Glutz v. Blotzheim (Hrsg.), Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 5 1973/ 2. Aufl. 1994: 172 - 225.
- Müller, F. (1974): Territorialverhalten und Siedlungsstruktur einer mitteleuropäischen Population des Auerhuhns, Tetrao urogallus major C.L. Brehm. Dissertation Marburg.

- Müller, F. (2002): Forstzäune als Gefährdungs- und Mortalitätsfaktoren für Auerhühner- Gefahr erkannt- Gefahr gebannt? Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 35: 70 - 76.
- Myrberget, S. & Y. Hagen (1978): Ortsbewegung und Altersverteilung bei Birk- und Auerhuhn in Skandinavien. Var Fuglfauna 1: 69 - 75 (norw.).
- Naef-Daenzer, B. (1993): A new transmitter for small animals and enhanced methods of home – range analysis. J. Wildl. Manag. 57: 681 - 689.
- Nagelkerke, N. J. D. (1991): A note on a general definition of the coefficient of determination. Biometrika 78: 691 - 692.
- Nenno, E. S. & W. M. Healy (1979): Effects of radio packages on behaviour of wild Turkey Hens. . J. Wildl. Manag. 43 (3): 760 - 765.
- Odden, M., P. Wegge, M. H. Finne & S. Eliassen (1999): Foraging behaviour of Capercaillie in spring. 8th Int. Grouse Symp., Rovaniemi-Finnland: 83.
- Parker, H. (1981): Renesting biology of Norwegian Willow Ptarmigan. J. Wildl. Manag. 45: 858 - 864.
- Partridge, L. (1974): Habitat selection in titmice. Nature 247: 573 - 574.
- Pearce, J. & S. Ferrier (2000): An evaluation of alternative algorithms for fitting species distributions models using logistic regression. Ecological Modelling 128: 127 - 147.
- Picozzi, N., D. C. Catt & R. Moss (1992): Evaluation of capercaillie habitat. Journal of Applied Ecology 29: 751 - 762.
- Ploner, R. (1997): HEP-Modell zur Lebensraumbewertung des Auerwildes in Südtirol. Diplomarb. Univ. Wien.
- Porkert, J. (1972): Zum Gritwechsel bei unseren Waldhühnern (Tetraonidae). Vestn. Ceskosl. Spol. Zool. 36: 134 - 159.
- Porkert, J. (1980): Vergrasung des Waldbodens als Birkwildproblem. Beih. Veröff. Natursch. Landsch. Pfl. Baden Württ. 16: 75 - 95.
- Porkert, J. (1981): Zur Störung des Aktivitätsrhythmus der Tetraoniden durch menschliche Erholungstätigkeit und Grenzen der ethologischen Adaptation an dieselbe (tschech.). Celo-statna zool. Konf. Bratislava. 370 - 372.
- Pseiner, K. (1983): Zur Ökologie des Auerwildes (Tetrao urogallus) in Kärnten. Dissertation, Universität für Bodenkultur Wien.
- Puilliainen, E. (1979): Autumn and winter nutrition of the capercaillie in the Northern Finnish Taiga. In T. Lovel, World Pheasant Association (Hrsg.): Woodland Grouse Symp., Inverness 1978, Suffolk. 92 - 97.

- Puilliainen, E. (1982): Flocking behaviour of the capercaillie *Tetrao urogallus* and conservation strategy for the species. In T. Lovel (Hrsg.): Proceedings of the Second Int. Grouse Symp., Edinburgh 1981.
- Puilliainen, E. & Joensuu (1981): Flocking of male capercaillie *Tetrao urogallus* at feeding sites in Ostrobothnia, W Finland. *Ornis Fennica* 58: 131 - 133.
- Pürkauer, C. (1994): Die Habitatnutzung des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*) in einem Kalkalpinen Gebiet. Dipl. Arb., München.
- Rees, E. C., J. H. Bruce & G. White (2005): Factors affecting the behavioural responses of whooper swans (*Cygnus c. Cygnus*) to various human activities. *Biological Conservation* 121: 369 - 382.
- Reinhold, F. (1942): Die Bestockung der kursächsischen Wälder im 16. Jahrhundert. Dresden.
- Rintamäki, H., L. Karplund, H. Linden & R. Hissa (1984): Sexual differences in temperature regulation and energetics in the capercaillie *Tetrao urogallus*. *Ornis Fennica* 61: 69 - 74.
- Robertson, H. A. & I. M. Westbrooke (2005): A practical guide to the management and analysis of survivorship data from radio-tracking studies. *DOC Technical Series* 31: 5 - 37.
- Rolstad J. & P. Wegge (1987): Distribution and size of capercaillie leks in relation to old forest fragmentation, *Oecologia* (Berlin) 72: 389 - 394.
- Rolstad J. & P. Wegge (1987): Habitat characteristics of capercaillie *Tetrao urogallus* display grounds in southeastern Norway, *Holarctic Ecology* 10: 219 - 229.
- Rolstad J. (1988): Autumn habitat of Capercaillie in southeastern Norway, *J. Wildl. Manag.* 52 (4): 747 - 753.
- Rolstad J., P. Wegge & B. B. Larsen (1987): Spacing and habitat use of capercaillie during summer, *Can. J. Zool.* 66: 670 - 679.
- Rolstad, J. (1989): Habitat and range use of Capercaillie *Tetrao urogallus* L. in southcentral scandinavian boreal forests, Dissertation, Department of Nature Conservation Agricultural University of Norway.
- Rolstad, J. & P. Wegge (1989): Capercaillie *Tetrao urogallus* populations and modern forestry – a case for landscape ecological studies, *Finnish Game res.* 46: 43 - 52.
- Rolstad, J. (1989): Effects of Logging on Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Leks, I. Cutting experiments in Southcentral Norway, *Scand. J. For. Res.* 4: 99 - 109.
- Rolstad, J. & P. Wegge (1989): Effects of Logging on Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Leks, II. Cutting experiments in Southcentral Norway, *Scand. J. For. Res.* 4: 111 - 127.

- Rolstad, J. & P. Wegge (1989): Effects of Logging on Capercaillie (*Tetrao urogallus*) Leks, III. Extinction and Recolonization of Lek Populations in Relation to Clearfelling and Fragmentation of old Forest, *Scand. J. For. Res.* 4: 129 - 135.
- Rolstad, J., P. Wegge & I. Gjerde (1997): Capercaillie T. u. leks in fragmented forests: a 17-year study of the Varaldskogen population, southeastern Norway. *Wildl. Biol.*, 3: 3/ 4: 293.
- Rolstad, J. E. Rolstad & P. Wegge (2007): Capercaillie *Tetrao urogallus* lek formation in young forest. *Wildl. Biol.* 13: Suppl. 1: 59 - 67.
- Romanov, A. N. (1988): Capercaillie. Agropromizdat, Moscow (russ.)
- Ryan, P. G. & W. R. Siegfried (1994): The Viability of Small Populations of Birds: an Empirical Investigation of Vulnerability. - Nationalpark Berchtesgaden Forschungsbericht 27: 6 - 19
- Saniga, M. (2002): Seasonal variation in the diet of Capercaillie *Tetrao urogallus* in the West Carpathian Mountains. *Vogelwelt* 123: 25 - 32.
- Scherf, H. (1996): Raum- und Habitatnutzung ausgewilderter Auerhühner im Gebiet der Saale-Sandsteinplatte Thüringens, Dipl. Arb. an der Thüringer Fachhochschule für Forstwirtschaft Schwarzburg, (unveröff.).
- Scherzinger, W. (1996): Naturschutz im Wald. Verlag Eugen Ulmer & Co Stuttgart
- Scherzinger, W. (2003): Artenschutzprojekt Auerhuhn im Nationalpark Bayerischer Wald von 1985 – 2000. *Nationalpark Bayerischer Wald, Wissenschaftliche* 15: 1 - 130
- Schimpff, W. v. (1895): König Albert und das edle Waidwerk. Dresden: 181 - 185.
- Schmidt, K. (1977): Zur Vogelwelt des Bezirkes Suhl 1: 30 - 32.
- Schmidt, W. (2004): Marode Maschen-Wildzäune können zu tödlichen Tierfallen werden. *Naturschutz heute* 1: 24 - 25.
- Schroeder, M. A., R. Smith, R. Greer, C. Hagen, D. Jury, M. Cope, S. Espinosa, R. Whitney, R. Northrup & S. C. Gardner (2008): Twenty-two years of columbian sharp-tailed grouse translocations: have we made a difference? 11th Int. Grouse Symp., whithorse, Canada: 48.
- Schroth, K.-E. (1990): Neue Erkenntnisse zur Ökologie des Auerwildes. In: Arbeitsgruppe Auerwild 1990, Auerwild in Baden-Württemberg- Rettung oder Untergang? Schriftenreihe LFV Ba.-Württ. 70: 43 - 90, Stuttgart.
- Schroth, K.E. 1991: Survival, movements, and habitat selection of released capercaillie in the north-east Blackforest in 1984 - 1989. - *Ornis Scand.* 22: 249 - 254.
- Schroth, K.-E. (1994): Zum Lebensraum des Auerhuhns (*Tetrao urogallus* L.) im Nordschwarzwald – Eine Analyse der Kaltenbronner Auerhuhnhabitate und deren Veränderung

seit Beginn der geregelten Forstwirtschaft (1843 - 1990). Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden Württemberg, Heft 178.

Schroth, K.-E. (1995): Lebensräume des Auerhuhns im Nordschwarzwald- dargestellt am Beispiel der Kaltenbronner Wälder. Naturschutzreport 10: 27 - 45.

Schroth, K.-E., M. Lieser & P. Berthold (2005): Zur Winternahrung des Auerhuhns (*Tetrao urogallus*)- Versuche zur Bevorzugung von Nadeln verschiedener Koniferenarten. Forstarchiv 76 Jg., Heft 3, 75 - 82.

Schwimmer, M. & S. Klaus (2000): Bestandsstützung mit gezüchteten Auerhühnern (*Tetrao urogallus*) im Thüringer Schiefergebirge. Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen 37 (2): 39 - 44.

Scott, J. M. & J. W. Carpenter (1987): Release of captive-reared or translocated endangered birds: what do we need to know? Auk 104: 544 - 545.

Segelbacher, G., R.J. Paxton, G. Steinbruck, P. Trontelj & I. Storch (2000): Characterization of microsatellites in capercaillie *Tetrao urogallus* (AVES). - Molecular ecology 11: 1934 - 1935.

Segelbacher, G. & I. Storch (2002): Capercaillie in the Alps: genetic evidence of metapopulation structure and population decline. Molecular Ecology 11: 1669 - 1677.

Segelbacher, G., I. Storch & J. Tomiuk (2003): Genetic evidence of capercaillie *Tetrao urogallus* dispersal sources and sinks in the Alps. Wildl. Biol. 9: 267 - 273.

Seidel, G., Hrsg. (1995): Geologie von Thüringen. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung Stuttgart.

Seiskari, P. (1962): On the winter ecology of the capercaillie and the black grouse in Finland. Pap. Game Res. 22: 1 - 119.

Seiskari, P. & J. Koskimies (1955): Ecological evidence of racial divergence in the capercaillie *Tetrao urogallus* L., in Finland. Pap. Game Res. 16: 1 - 11.

Semenov-Tjan-Sanskij, O. I. (1960): Die Ökologie der Birkhuhnvögel (Tetraoniden). Trudy Laplandskogo Gosudarstvennogo Zapovednika Wypusk V, Moskwa 1960. (2 Bd.)

Settele, J., K. Henle & C. Bender (1996): Metapopulation und Biotopverbund: Theorie und Praxis am Beispiel von Tagfaltern und Reptilien. Z. Ökologie u. Naturschutz 5: 187 - 206.

Sewitz, A. & S. Klaus (1997): Besiedlung isolierter Waldinseln im Vorland des Böhmerwaldes durch das Haselhuhn (*Bonasia bonasia*). Beiträge zur Jagd - und Wildforschung 22: 263 - 276.

- Siano, R., f. Bairlein, K. M. Exo & S. A. Herzog (2006): Überlebensdauer, Todesursachen und Raumnutzung gezüchteter Auerhühner (*Tetrao urogallus*), ausgewildert im Nationalpark Harz. Vogelwarte 44: 145 - 158.
- Sinclair, A. R. E., R. P. Pech, C. R. Dickman, D. Hik, P. Mahon & A. E. Newsome (1998): Predicting effects of predation and conservation of endangered prey. Conservation Biology 12: 564 - 575.
- Snyder, J. W., E. C. Pelren & J. A. Crawford (1999): Translocation histories of prairie grouse in the United States. Wildlife Society Bulletin 27 (2): 428 - 432.
- Stein, J. (1974): Die qualitative Beurteilung westdeutscher Auerhuhnbiotope unter besonderer Berücksichtigung der Grenzlinienwirkung. Allg. Forst Zeitschr. 29.: 837 - 838.
- Spidso, T. K. & o. H. Stuen (1988): Food selection by capercaillie chicks in southern Norway. Can. J. Zool. 66: 279 - 283.
- Spidso, T. K. & H. Korsmo (1994): Selection of feeding trees by capercaillie *Tetrao urogallus* in winter. Scand. J. For. Res. 9: 180 - 184.
- Spitznagel, A. (2002): Das Auerhuhn (*Tetrao urogallus*) im Fichtelgebirge- Bestandsschätzung, Gefährdung und Überlebenschancen nach historischen und rezenten Vorkommen. Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft 35: 86 - 104.
- Stegmann, B. K. (1938): Grundlagen der ornithologischen Unterteilung der Paläarktis. In Fauna SSSR, Nov. Ser. 19 Pticy, Moskau u. Leningrad (russ.).
- Stein, J. (1974): Die qualitative Beurteilung westdeutscher Auerhuhnbiotope unter besonderer Berücksichtigung der Grenzlinienwirkung. Allg. Forstz. 39: 837 - 839.
- Stöllner, D. (1990): Einfluss von Früherfahrung auf die spätere habitatwahl bei Blaumeise (*Parus caeruleus*) und Tannenmeise (*Parus ater*). Dipl. arbeit, Univ. Innsbruck.
- Storaas, T., L. Kastdalen & P. Wegge (1999): Detection of forest Grouse by mammalian predators: A possible explanation for high brood losses in fragmented landscapes, Wildl. Biol. 5: 187 - 192.
- Storch, I. (1993a): Habitat Selction by Adult Capercaillie in Summer and Autumn: Is Bilberry Important? Oecologia 95: 257 - 265.
- Storch I. (1993b): Patterns and strategies of winter habitat selection in alpine capercaillie. Ecography 16: 351 - 359.
- Storch, I. (1993c): Habitat Use and Spacing of Capercaillie in Relation to Forest Fragmentation Patterns, Dissertation Faculty of Biology, Ludwig- Maximilian-University of Muinch
- Storch, I. (1994): Habitat and survival of Capercaillie *Tetrao urogallus* Nests and broods in the Bavarian Alps. Biological Conservation 70: 237 - 243.

- Storch, I. (1995a): Annual home range and spacing patterns of capercaillie in central Europe. *J. Wildl. Manag.* 59 (2): 392 - 400.
- Storch, I. (1995b): The role of bilberry in central European Capercaillie habitats. *Proc. Int. Grouse Symp.* 6: 116 - 120.
- Storch, I. (1997a): The importance of scale in habitat conservation for an endangered species: the capercaillie in central Europe. - In: Bisonette, J. A. (Ed.); *Wildlife and Landscape Ecology: Effects on Pattern and Scale*. Springer Verlag, New York, pp. 310 - 330.
- Storch, I. (1997b): Male territoriality, female range use, and spatial organisation of Capercaillie *Tetrao urogallus* leks. *Wildl. Biol.* 3: 3/ 4: 149 - 161.
- Storch, I. (1997c): The role of the metapopulation concept in conservation of European woodland grouse. *Wildl. Biol.* 3: 272.
- Storch, I. (1999): Auerhuhn- Schutz: Aber wie? Ein Leitfaden, Wildbiologische Gesellschaft München (Hrsg.)
- Storch, I. (2000a): Grouse: Status Survey and Conservation Action Plan 2000 - 2004. IUCN-Publication Services Unit, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, and the World Phaseant Association, Reading, UK.
- Storch, I. (2000b): Grouse science as a process: where do we stand? - *Wildl. Biol.* 6: 285 - 290.
- Storch, I. (2000c): Conservation status and threats to grouse worldwide: an overview - *Wildl. Biol.* 6: 195 - 204.
- Storch, I. (2002): Auerhuhn-“Restpopulationen”: Lebensraum, Minimale Lebensfähige Population (MVP) und Aussterberisiko. *Berichte aus der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* 35: 15 - 18.
- Storch, I. (2002): On spatial resolution in habitat models: can small - scale forest structure explain capercaillie numbers? *Conservation Ecology* 6 (1): 6. [online] URL: <http://www.consecol.org/vol16/iss1/art6>
- Storch, I. & G. Segelbacher (2000): Genetic correlates of spatial population structure in central European capercaillie *Tetrao urogallus* and black grouse *T. tetrix*: a projekt in process. - *Wildl. Biol.* 6: 305 - 310.
- Storch, I., Woitke, E., Krieger, S. 2005: Landscape-scale edge effect in predation risk in forest-farmland mosaics in central Europe. - *Landscape Ecology* 20: 927 - 940.
- Storaas, T. & P. Wegge (1997): Relationships between patterns of incubation and predation in sympatric capercaillie *Tetrao urogallus* and Black Grouse *Tetrao tetrix*. *Wildl. Biol.* 3: 3/ 4: 163 - 167.

- Stubbe, C. (2004): Auswertung der Thüringer Rotwildstrecken 2003/ 2004 und Schlussfolgerungen für zukünftige Abschussplangestaltung. Unveröffentlichter Bericht für die Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei.
- Stuen, O. H. & T. K. Spidso (1988): Invertebrate Abundance in Different Forest Habitats as Animal Food Available to Capercaillie Tetrao urogallus Chicks, Scand, J. For. Res. 3: 527 - 532.
- Suchant, R. (1999): Harmonie zwischen Naturschutz, Waldwirtschaft, Erholung und Sport? Das Modellprojekt Rohrhardsberg. In: Der Rohrhardsberg, LFU (Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg, Hrsg.). Naturschutz-Spectrum Themen 91: 47 - 74.
- Suchant, R. (2002): Die Entwicklung eines mehrdimensionalen Habitatmodells für Auerhuh ареale (Tetrao urogallus L.) als Grundlage für die Integration von Diversität in die Waldbau-praxis. Schr. - R. Freiburger Forstliche Forschung 16: 350 S.
- Suchant, R. & V. Braunisch (2004): Wälder als Kernflächen eines Biotopverbundes für Wild-tiere-das Auerhuhn als Indikator? Schr. R. d. Deutschen Rates für Landespflege (76): 75 - 85.
- Summers, R. W. (1998): The lengths of fences in Highland woods – the measures of a colli-sion hazard to woodland birds. Forestry 71: 73 - 76.
- Summers, R. W., R. E. Green, R. Proctor, D. Dugan, D. Lambie, R. Moncrieff, R. Moss & D. Baines (2004): An experimental study of the effects of predation on the breeding productivity of capercaillie and black grouse. Journal of Applied Ecology 41: 513 - 525.
- Suter, W., R. F. Graf & R. Hess (2002): Capercaillie (Tetrao urogallus) and Avian Biodiver-sity: Testing the Umbrella – Species Concept, Conservation Biology, Vol. 16, No. 3: 778 - 788.
- Taylor, A. R. & R. L. Knight (2003): Wildlife responses to recreational ans associated visitor perceptions. Ecological Applications 13: 951 - 963.
- Tenhumberg, B., A. J. Tyre, K. Shea & H. P. Possingham (2004): Linking wild and captive populations to maximize species persistence: optimal translocation strategies. Conservation Biology 18(5): 1304 - 1314.
- Thiel, D., S. Ehrenbold & T. Roth (2005): Grosse Wintergruppen und Winterbalz beim Auer-huhn Tetrao urogallus. Ornithol. Beob. 102: 44 - 46.
- Thiel D., C. Unger, M. Kéry & L. Jenni (2007a): Selection of night roosts in winter by caper-caillie Tetrao urogallus in Central Europe. Wildl. Biol. 13: Suppl. 1: 73 - 86.
- Thiel D., E. Menoni, J. F. Brenot & L. Jenni (2007b): Effects of Recreation and Hunting on Flushing Distance of Capercaillie. J. Wildlife Manag. 71 (6): 1784 - 1792.

- Thiel D., S. Jenni – Eiermann, V. Braunisch, R. Palme & L. Jenni (2008): Ski tourism affects habitat use evokes a physiological stress response in capercaillie *Tetrao urogallus*: a new methodological approach. *Journal of Applied Ecology* 45: 845 - 853.
- Thirgood, S. J., M. Redpath, P. Hudson, M. Hurley & N. Aebischer (1995): Effects of neck-lace transmitters on survival and breeding success of red grouse (*Lagopus lagopus scoticus*). *Wildl. Biol.* 1: 121 - 126.
- Tinbergen, N. (1954): The origin and evolution of courtship and threat display. In Huxley, J., A. C. Hardy & E. B. Ford: *Evolution as a Process*: 233 - 250, London.
- Toepfer, J. E. (1988): The ecology of the Greater Prairie Chicken as related to reintroductions. Ph. D. thesis, Montana State Univ., Bozeman 568 pp.
- Tornberg, R. (2001): Pattern of goshawk *Accipiter gentilis* predation on four forest grouse species in northern Finland. *Wildl. Biol.* 7: 245 - 256.
- Unger, C. (2006): Erfassung der Bestandssituation von Auerhühnern im Thüringer Schiefergebirge und Bewertung der Erfolgskontrollen im Auswilderungsgebiet im Jahr 2006. Untersuchung im Auftrag der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Jena (unveröff.).
- Unger, C. & S. Klaus (2005): Schutz und Nutzung der Raufußhühner in Europa. *Beiträge zur Jagd- und Wildforschung*, Bd. 30: 131 - 140.
- Unger, C. & S. Klaus (2007): Die Situation des Auerhuhns in Thüringen- Ergebnisse der aktuellen Forschung. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* 44: 104 - 112.
- Viht, E. (1997): Forest characteristics of capercaillie T. u. display grounds and their surroundings in Estonia. *Wildl. Biol.* 3: 3/ 4: 291.
- Viht, E. (1997): Protection of the capercaillie T. u. in Estonia. *Wildlife Biology*, 3: 3/ 4: 293.
- N. I. Volkov (1975): Obere westlich Dwina. In: S. V. Kirikov (Hrsg.), *Teterev. Pticy*. Moskau, 224 - 232 (russ.).
- Voous, K. H. (1962): *Die Vogelwelt Europas und ihre Verbreitung*. Hamburg u. Berlin.
- Walter, H. (1974): *Die Vegetation Osteuropas, Nord- und Zentralasiens*. Stuttgart.
- Warner, R. E. & S. L. Etter (1983): Reproduction and survival of radio marked hen Ring-necked Pheasants in Illinois. *J. Wildlife Manag.* 47: 369 - 375.
- Wegge, P. (1983): Using radio telemetry in the study of dispersal, spacing behaviour and habitat ecology of woodland grouse in south east Norway, *Ecologia y etologia de las publicaciones de fauna silvestre*: 351 - 356, XV Congr. Int. Fauna Cinegetica y Silvestre. Trujillo 1981.
- Wegge, P. (1985): Spacing pattern and habitat use of capercaillie hens in spring. *Proc. Int. Grouse Symp.* 3: 261 - 274.

- Wegge, P. & J. Rolstad (1986): Size and spacing of Capercaillie leks in relation to social behavior and habitat. *Behav. Ecol. Sociobiol* 19: 401 - 408.
- Wegge, P. & B.B. Larsen (1987): Spacing of adult and subadult Male common capercaillie during the breeding season. *Auk* 104: 481 - 490.
- Wegge, P., Larson, B.B., Gjerde, I., Kastdalen, L., Rolstad, P., Storaas, T. (1987): Natural mortality and predation of adult capercaillie in southeast Norway. Lovel, T. and P. J. Hudson (Eds.). *Proc. Int. Grouse Symp.* 4: 49 - 55.
- Wegge, P. T. Olstad, H. Gregersen, O. Hjeljord & A. V. Sivkov (2005): Capercaillie broods in pristine boreal forest in northern Russia: the importance of insects and cover in habitat selection. *Can. J. Zool.* 83: 1547 - 1555.
- Wennrich, W. (1997): Das Auerhuhn im Thüringer Schiefergebirge in der Retrospektive, *Rudolstädter Heimatblätter* 3/ 4: 88 - 91.
- Wenworth, E. J., P. E. Hale & A. S. Johnson (1986): Experimental relocation of ruffed grouse to the Georgia Piedmont. *Proc. Conf. Annu. Southeast. Assoc. Fish Wildl. Agencies* 40: 373 - 381.
- White, D. & R. W. Dimmick (1978): Survival and habitat use of northern ruffed grouse introduced in west Tennessee. *Proc. Southeast Assoc. Fish and Wildl. Agencies* 32: 1 - 7.
- White, G. C. & R. A. Garrot (1990): Analysis of wildlife radio – tracking data. San Diego.
- Whittaker, D. & R. L. Knight (1998): Understanding wildlife responses to humans. *Wildlife Society Bulletin* 26: 312 - 317.
- Widen, P. (1982): Goshawk predation in a central Swedish coniferous forest area. *Trans. Intern. Congr. Game Biol.* 14: 33 - 341.
- Widner, M. R., D. A. James, K. G. Smith & M. E. Cartwright (1988): Reproduction, dispersal and survivorship of Ruffed grouse reintroduced into Arkansas. *Proc. Ann. Conf. Southeast Assoc. Fish and Wildl. Agencies* 42: 349 - 357.
- Wiesner, J., S. Klaus, H. Wenzel, A. Nöllert & W. Werres unter Mitarbeit von K. Wolf (2007): Die EG Vogelschutzgebiete Thüringens. *Naturschutzreport* 25.
- Wilhelm, G. J. (1982): Ergebnisse von Lösungsuntersuchungen an einer Auerwildpopulation in den Vogesen. *Z. Jagdwiss.* 28: 162 - 169.
- Wiltschko, R. & W. Wiltschko (1999a): Das Orientierungssystem der Vögel, I. Kompassmechanismen. *J. Orn.* 140, 1 - 40.
- Wiltschko, R. & W. Wiltschko (1999b): Das Orientierungssystem der Vögel, II. Heimfinden und Navigation. *J. Orn.* 140, 129 - 164.

- Wiltschko, R. & W. Wiltschko (1999c): Das Orientierungssystem der Vögel, III. Zugorientierung. J. Orn. 140, 273 - 308.
- Wiltschko, R. & W. Wiltschko (1999d): Das Orientierungssystem der Vögel, IV. Evolution. J. Orn. 140, 393 – 417.
- Witticke, H. (2004): Waldbeschreibungen des 16. Jahrhunderts in Thüringen – Anregungen für den Naturschutz heute. Artenschutzreport 15: 19 - 27.
- Wolf, C. M., B. Griffith, C. Reed & S. A. Temple (1996): Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. Conservation Biology 10 (4): 1142 - 1154.
- Woolf, A., R. Norris & J. Kube (1984): Evaluation of ruffed grouse reintroductions in southern Illinois. In W. L. Robinson ed. Ruffed grouse management : state of the art in the early 1980'. North Cent. Sect. The Wildl. Soc. Bethesda. Md.: 59 - 74.
- Worton, B. J. (1995): Using monte carlo simulation to evaluate kernel-based home range estimators. J. Wildlife Manag. 59: 794 - 800.
- Zeitler, A. (1995): Skilauf und Raufußhühner. Ornithol. Beob. 92: 227 - 230.

11. Anhang

Der Anhang gliedert sich in die Anhänge 1 - 4. In Anhang 1 sind Karten und Fotos der Untersuchungsgebiete in Thüringen und Russland und Zeichnungen von Balzplätzen dargestellt. Der Anhang 2 enthält Tabellen und Anhang 3 die Telemetrykarten aller ausgewerteten Vögel. In Anhang 4 sind die Grafiken der statistischen Tests enthalten. Auf die Abbildungen in den Anhängen wird im Text mit z. B. A 1, Abb. XX oder A 4, Abb. XX verwiesen.

Anhang 1: Karten und Fotos

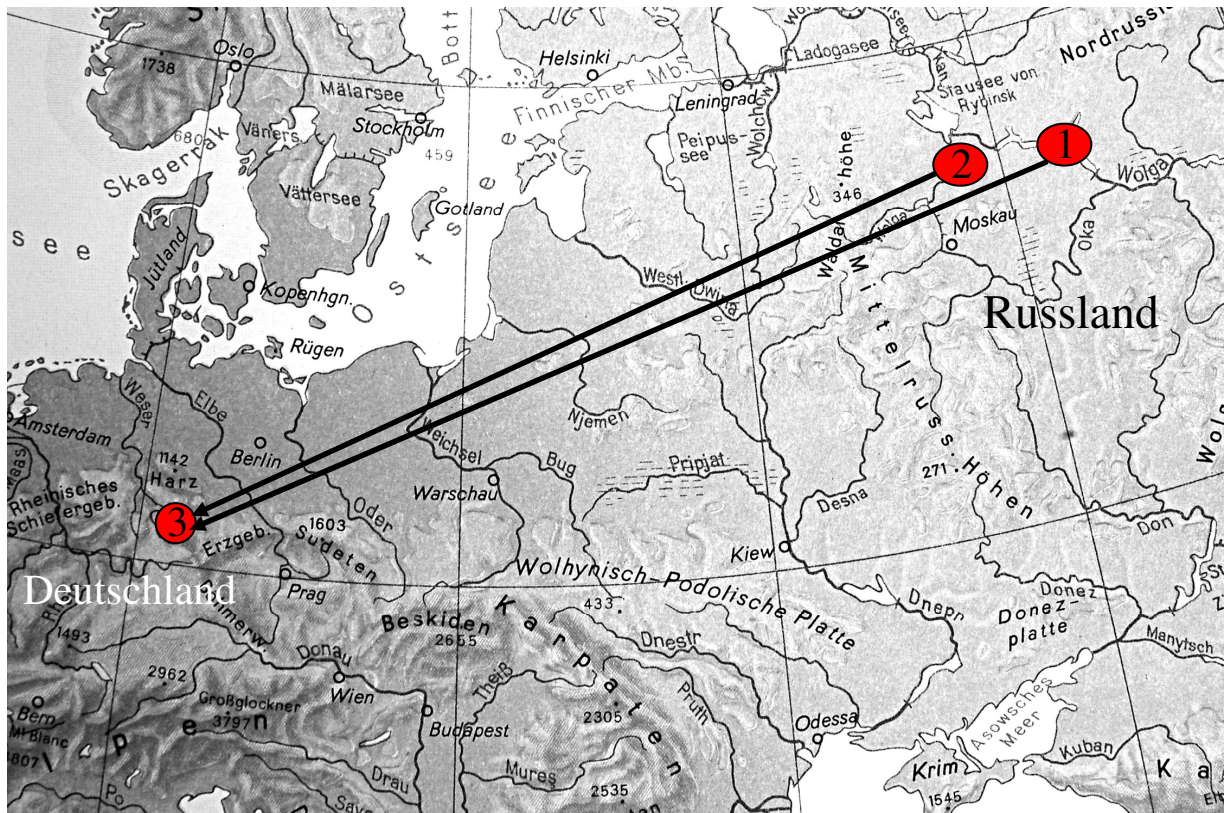


Abb. 1: Lage der Herkunftsgebiete (2 u. 3) und des Auswanderungsgebietes (1) in Europa



Abb. 2: Lage der Herkunftsgebiete im Bezirk Kostroma (1) und im Bezirk Jaroslavl (2)

Anhang 1



Abb. 3: Luftbild des russischen Untersuchungsgebietes (Quelle: Google earth)



Abb. 4: Typische Landschaft im russischen Herkunftsgebiet (Bezirk Kostroma)

Anhang 1

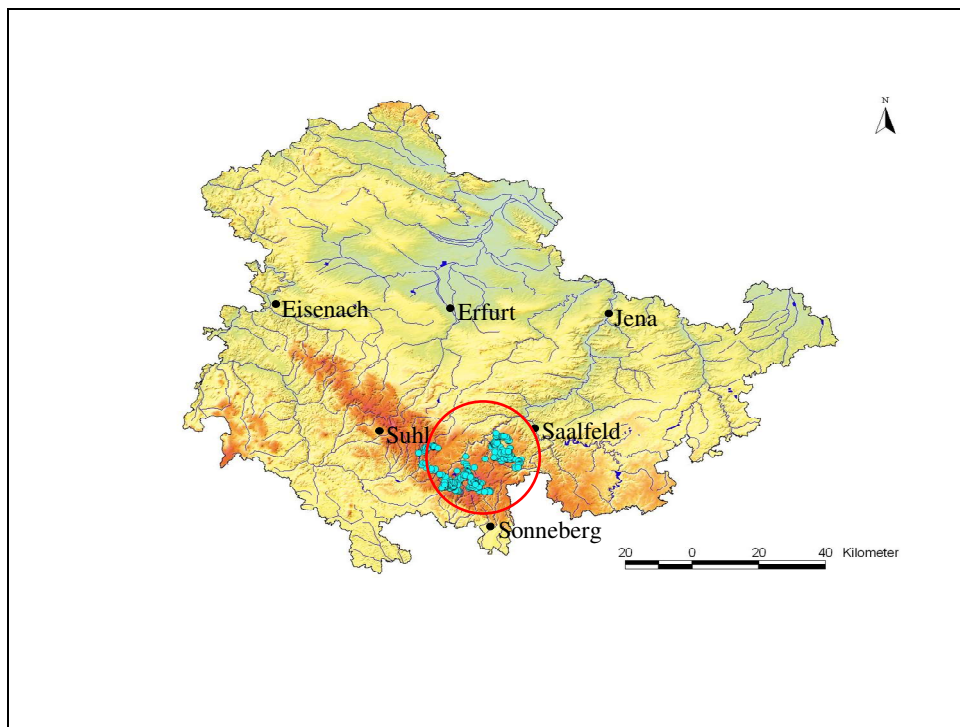


Abb. 5: Lage des Auswilderungsgebietes in Thüringen im Thüringer Schiefergebirge (roter Kreis: Projektgebiet im Thüringer Schiefergebirge, blaue Punkte: Telemetrieortungen)



Abb. 6: Typische Landschaft im Thüringer Schiefergebirge

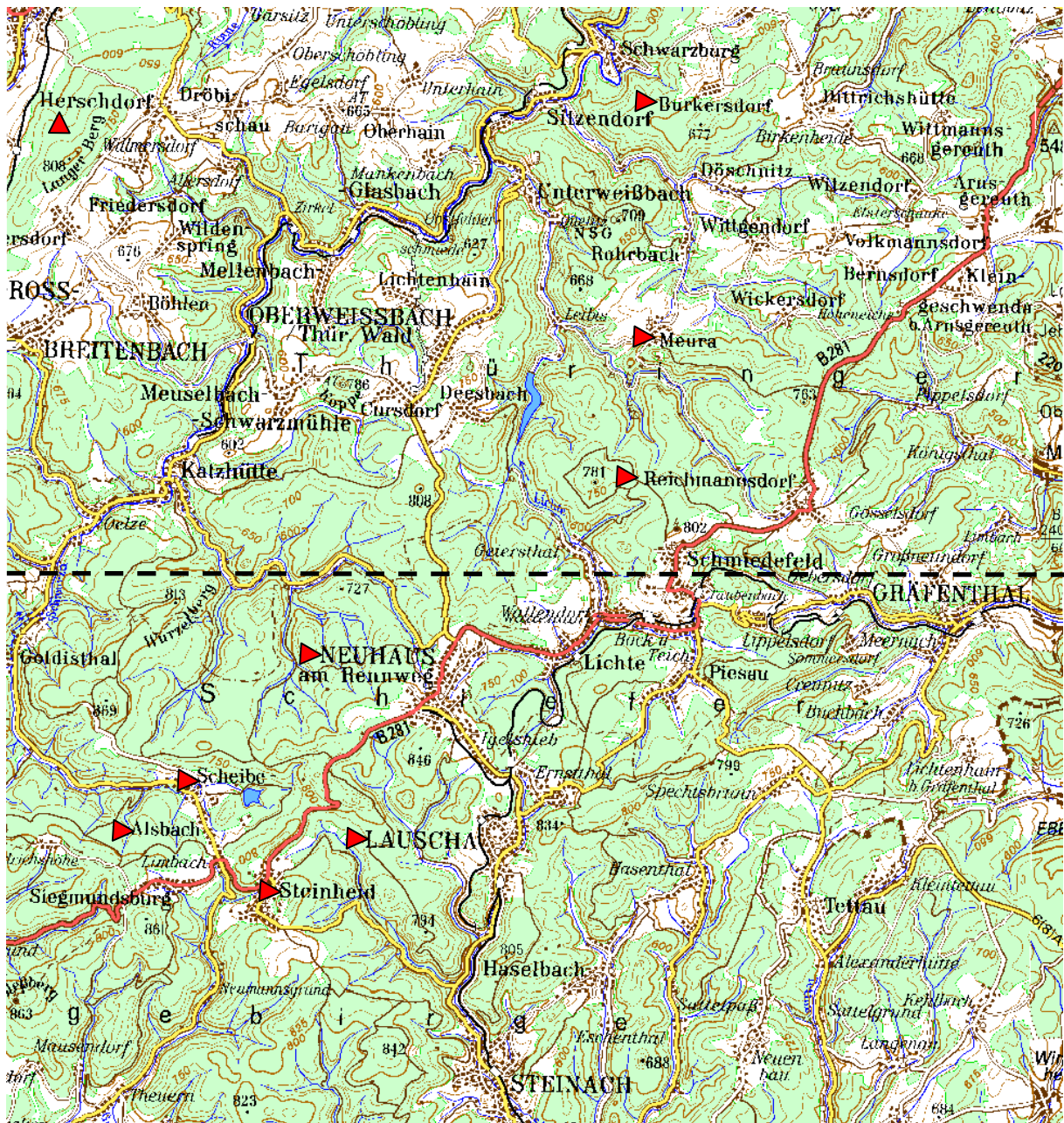


Abb. 7: Untersuchungsgebiet im Thüringer Schiefergebirge. Es bedeuten: gestrichelte Linie: Grenze zwischen dem Nord- und Südteil des Untersuchungsgebietes, rote Dreiecke: kennzeichnen die Orte, in deren Nähe sich die Schwerpunkte der Verbreitung befinden

Anhang 1



Abb. 8: Luftbild des Thüringer Untersuchungsgebietes (Quelle: Google earth)



Abb. 9: Auerhuhnfalle nach Romanov



Abb. 10: Quarantänevoliere in Thüringen (Forstamt Leutenberg)

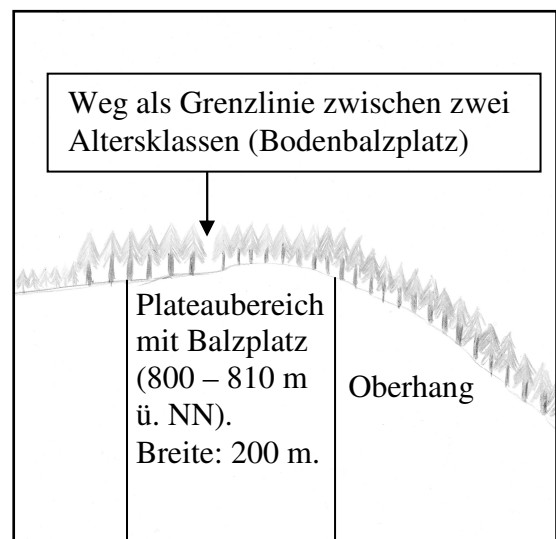
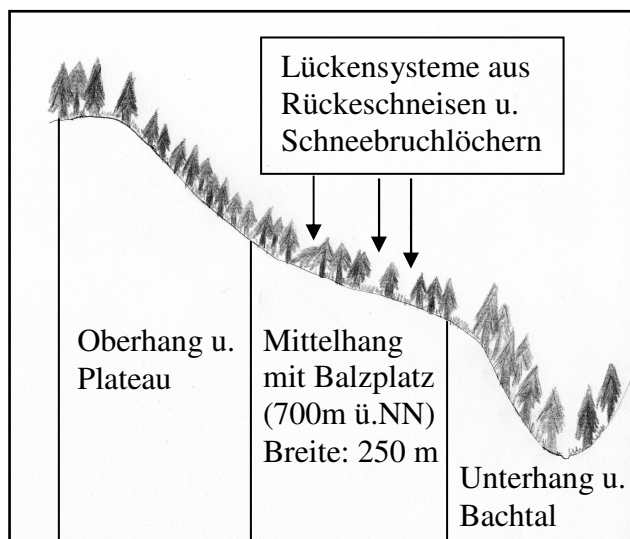


Abb. 11 u. 12: Schematische Darstellung der Lage zweier Balzplätze im Südteil des UG bei Neuhaus

Anhang 1

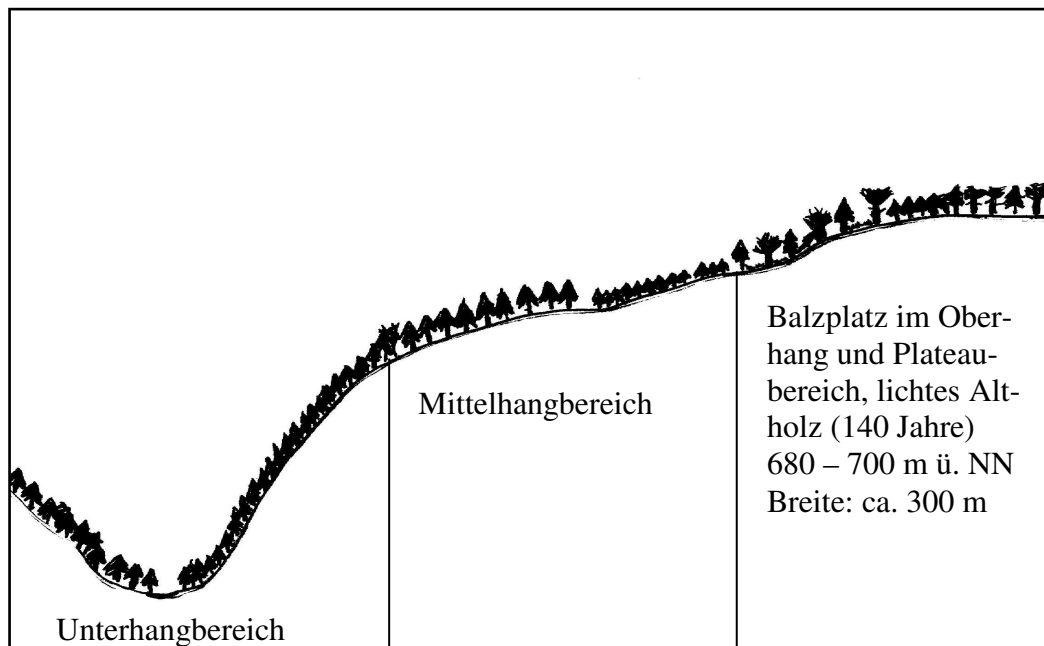


Abb. 13: Schematische Darstellung der topografischen Lage des Balzplatzes im Auswilderungsgebiet 4

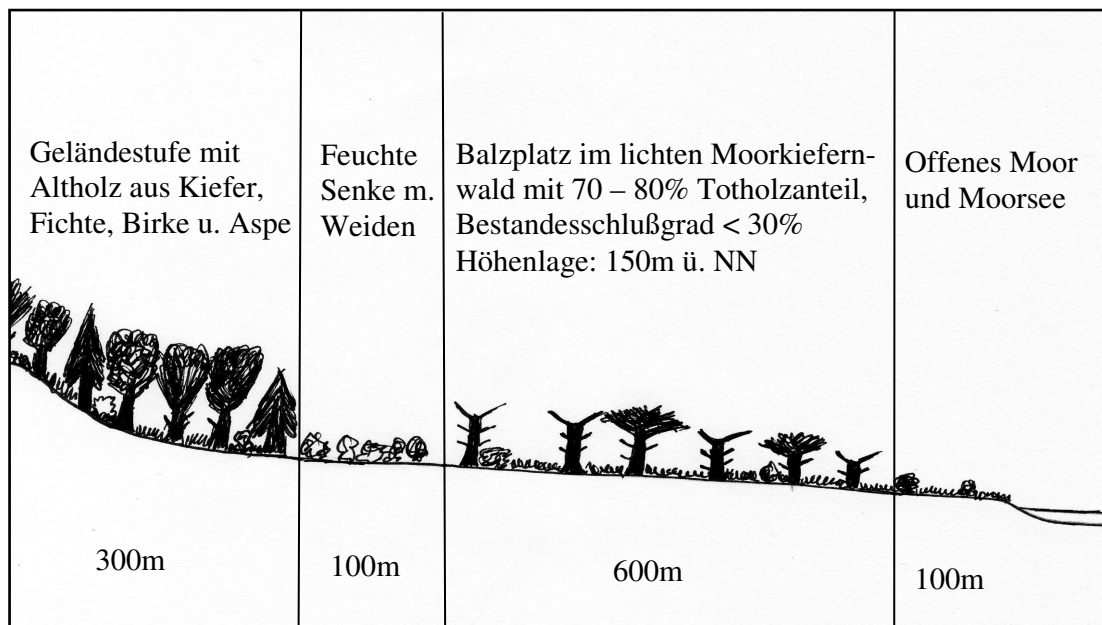


Abb. 14: Lage eines Balzplatzes in einem sehr lichten und Totholz reichen Moorkiefernwald

Anhang 1

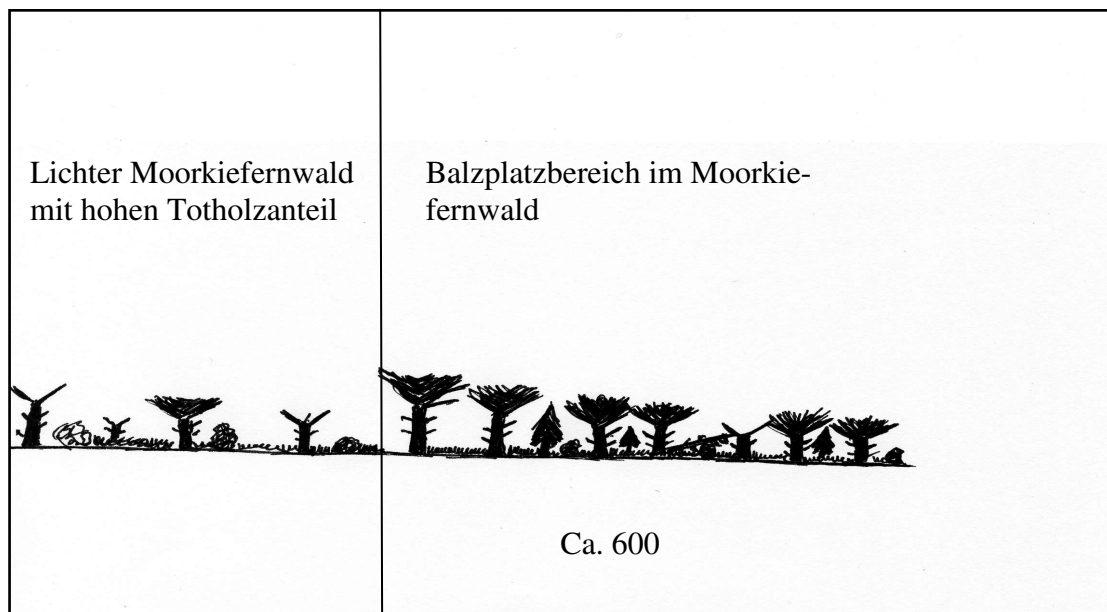


Abb. 15: Lage eines Balzplatzes am Moorrand

Anhang 2: Tabellen

Tab. 1: Ausgewählte Daten aller von 1999 - 2002 besenderten Auerhühner

Nummer	Geschlecht	Überleben [Tage]	Aktionsraum MCP 100%	Größte Ent- fernung zum Freilassungsort	Anzahl Or- tungen
1.1	männlich	1343	456	2310	171
1.2			70	4448	
1.3			436	9625	
1.4			182	6043	
1.5			119	2046	
2	männlich	126	338	1470	30
3	männlich	90	148	2516	45
4	männlich	174	3507	6816	90
5	männlich	64	737	3300	28
6	männlich	105	2598	5565	46
7	männlich	132	692	3126	65
8	weiblich	79	1207	1339	39
9	weiblich	89	1404	3157	41
10	weiblich	74	2140	6851	65
11	weiblich	60	634	6429	26
12	weiblich	60	1634	2039	30
13	weiblich	104	857	4472	49
14	weiblich	146	887	4836	71
15.1	weiblich	157	667	4841	33
15.2			473	14900	33
16.1	weiblich	1246	587	3001	55
16.2	männlich		602	15500	33
17	männlich	10	930	930	6
18	männlich	1160	431	4600	12
19	männlich	12	30	2468	6
20	männlich	12	24	350	6
21	männlich	80	30	950	6
22	männlich	100	70	3000	5
23	weiblich	44	405	2319	23
24	weiblich	12	680	680	7
25	weiblich	3	38	3320	3
26	weiblich	60	75	2100	4

Anhang 2

Tab. 2: Aktionsraumgrößen mit verschiedenen Methoden (MCP u. Kernel) berechnet und maximale Entfernung (Entf.) zum Freilassungsort aller in die Auswertung einbezogenen besenderten Auerhühner (M: Männchen; F: Weibchen; Abbildungen siehe Anhang 3)

Nummer Vogel	Geschlecht	Aktionsräume und Kerngebiete [ha]				Größte Entf. zum Freilassungsort [m]
		MCP 100%	MCP 95%	Kernel 95%	Kernel 50%	
1.1	M			408	129	2310
1.2		70	70	-	-	4448
1.3		436	345	331	78	9625
1.4		182	85	179	42	6043
1.5		119	119	116	37	2046
2	M	338	285	295	109	1470
3	M	148	134	127	44	2516
4	M	3507	998	1110	213	6816
5	M	737	657	927	506	3300
6	M	2598	950	2524	631	5565
7	M	692	664	744	191	3126
8	F	1207	1160	1174	615	1339
9	F	1404	1284	854	280	3157
10	F	2140	2127	1369	353	6851
11	F	634	546	855	373	6429
12	F	1634	1596	2002	576	2039
13	F	857	761	1076	525	4472
14	F	887	880	847	253	4836
15.1	F	667	636	878	280	4841
15.2		473	412	653	131	14900
16.1	F	587	532	650	127	3001
16.2		602	540	676	299	15500

Tab. 3: Zusammenfassung aller sicheren (rot) und wahrscheinlichen Reproduktionsnachweise (schwarz) zwischen 2000 und 2008

Nummer	Datum	Gebiet Nr.	Anzahl Jungvögel
1	19.08.2000	2	1 Junger Hahn
2	15.05.2001	5	1 Henne mit 4 Küken
3	15.06.2001	4	Geschlüpfte Gelege (4 Eier)
4	28.05.2002	5	Eischalenfund (1Ei)
5	10.08.2002	4	1 Henne mit 2 rebhuhngroßen Jungvögeln
6	10.06.2004	5	1 Henne mit 3 – 4 Küken
7	12.08.2004	4	Trittsiegel von Jungvögeln im Schlamm einer Pfütze
8	17.06.2005	5	1 Henne mit 4 Küken
9	20.06.2006	4	Geschlüpfte Gelege (2 Eier)
10	Juni/ Juli 2006	3	Zweimal Beobachtung einer Henne mit 2 – 3 Küken
11	12. Juli 2008	5	Trittsiegel von 2 - 3 Jungvögeln im Schlamm einer Pfütze

Anhang 2

Tabelle 4: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des statistischen Vergleichs der Baumschicht in Sommer – und Winterhabitaten in Russland

Parameter	Winter		Sommer	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Anzahl Kiefern [je ha]	409	319	282	183
Anzahl Fichten [je ha]	236	222	311	294
Bestandesschlussgrad [%]	58	65	62	65

Tabelle 5: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des statistischen Vergleichs Baumschicht von zufällig ausgewählten und genutzten Habitatpunkten in Thüringen und Russland

Land	Parameter	Angebot		Nutzung	
		Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Thüringen	Anzahl Kiefern [je ha]	100	0	283	154
	Bestandesschlussgrad [%]	69	70	61	60
	Bestandesalter [Jahre]	57	51	68	59
Russland	Anzahl Kiefern [je ha]	244	222	350	265
	Anzahl Fichten [je ha]	360	324	271	255

Tabelle 6: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des statistischen Vergleichs der Baumschicht von genutzten Habitatpunkten in Thüringen und Russland

Land	Parameter	Angebot		Nutzung	
		Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Thüringen	Anzahl Kiefern [je ha]	100	0	283	154
	Anzahl Fichten [je ha]	705	700	707	732
	Bestandesschlussgrad [%]	69	70	61	60
	Bestandesalter [Jahre]	57	51	77	74
Russland	Anzahl Kiefern [je ha]	244	222	350	265
	Anzahl Fichten [je ha]	360	324	271	255
	Bestandesschlussgrad [%]	64	65	60	65
	Bestandesalter [Jahre]	83	80	84	80

Tabelle 7: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Sommernachweispunkten von Männchen und Weibchen in Thüringen

Geschlecht	Höhe Ericaceen		Deckungsgrad Ericaceen		Deckungsgrad gesamte Bodenvegetation	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Männchen	26	28	28	28	73	75
Weibchen	33	35	37	40	81	85

Anhang 2

Tabelle 8: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Sommernachweispunkten von Männchen und Weibchen in Russland

Geschlecht	Höhe Ericaceen [cm]		Deckungsgrad Ericaceen [%]		Deckungsgrad gesamte Bodenvegetation [%]	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Männchen	25	30	27	25	76	80
Weibchen	32	35	33	35	82	85

Tabelle 9: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Sommer – und Winternachweispunkten in Thüringen

Jahreszeit	Deckungsgrad gesamte Boden-vegetation [%]		Höhe Ericaceen [cm]		Deckungsgrad Ericaceen [%]		Deckungsgrade Gräser u. Kräuter [%]	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Winter	74	75	23	25	23	15	17	13
Sommer	77	80	29	30	32	33	14	10

Tabelle 10: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Sommer – und Winternachweispunkten in Russland

Jahreszeit	Deckungsgrad gesamte Bodenvegetation [%]		Höhe Ericaceen [cm]		Deckungsgrad Ericaceen [%]		Deckungsgrade Baumverjüngung [%]		Deckungsgrade Gräser u. Kräuter [%]	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Winter	91	90	23	25	31	35	18	15	19	10
Sommer	79	85	29	30	30	30	22	20	27	25

Tabelle 11: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Nachweis – und Zufallspunkten in Thüringen

	Deckungsgrad Bodenvegetation gesamt [%]		Höhe Ericaceen [cm]		Deckungsgrad Ericaceen [%]		Deckungsgrad Baumverjüngung [%]	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Nachweispunkte	75	79	26	29	27	25	15	11
Zufallspunkte	62	65	13	11	12	0	12	5

Anhang 2

Tabelle 12: Mittelwerte und Mediane der signifikanten Parameter des Vergleichs der Bodenvegetation an Nachweis – und Zufallspunkten in Russland

	Deckungsgrad gesamte Bodenvegetation [%]		Höhe Ericaceen [cm]		Deckungsgrad Ericaceen [%]		Deckungsgrade Baumverjüngung [%]		Deckungsgrade Gräser u. Kräuter [%]	
	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median	Mittelwert	Median
Nachweispunkte	84	90	26	29	35	35	20	20	23	20
Zufallspunkte	88	90	29	30	31	30	19	15	25	25

Anhang 3: Karten zur Raumnutzung der telemetrierten Vögel

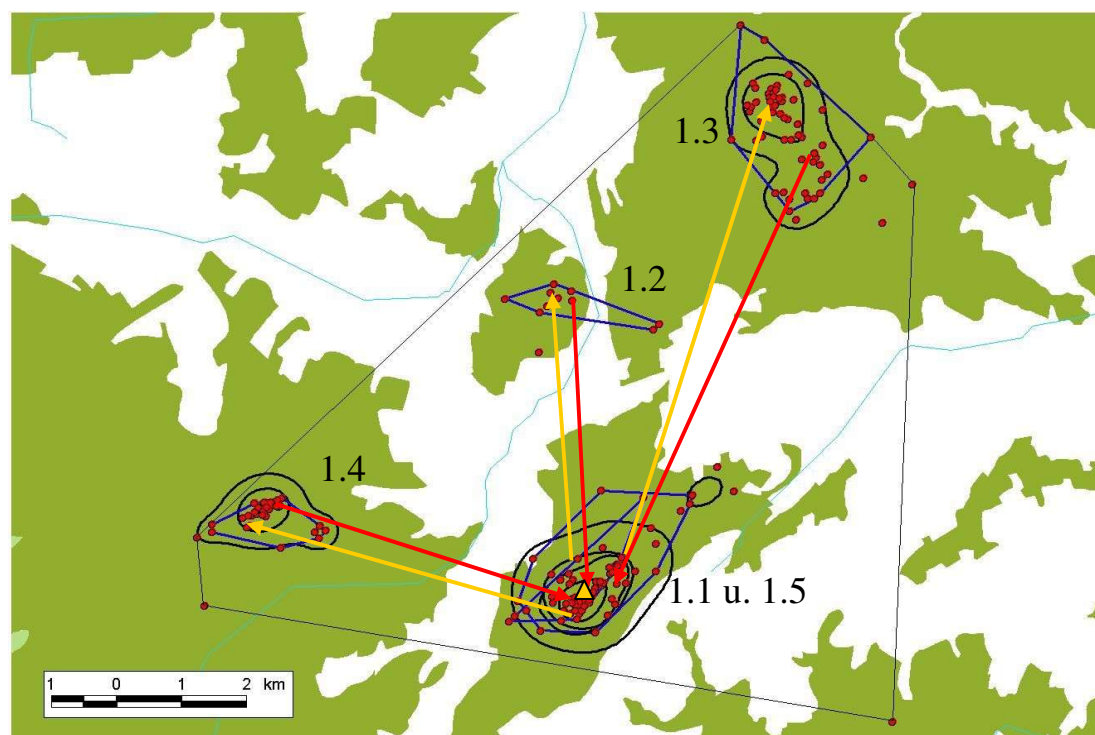


Abb. 1: Männchen Nr. 1: Telemetriedauer: 859 Tage. Es bedeuten blaue Polygone MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbe Pfeile: Auswanderung aus dem Freilassungsgebiet, rote Pfeile: Rückkehr an den Freilassungsort. Der Vogel etablierte fünf separate Wohngebiete innerhalb eines Gesamtaktionsraumes von 8.123 ha MCP (100%). Größen der Einzelwohngebiete MCP 95%, 1: 378 ha, 2: 70 ha, 3: 345 ha, 4: 85 ha, 5: 119 ha (MCP 95%). Wohngebiete 1 und 5 sind zeitlich getrennt, aber räumlich stark überlappend (A 2, Tab. 2). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 9.625 m.

Anhang 3



Abb. 2: Männchen Nr. 2: Telemetriedauer: 126 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 285 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 1.470 m.



Abb. 3: Männchen Nr. 3: Telemetriedauer: 90 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 134 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 2.516 m.

Anhang 3

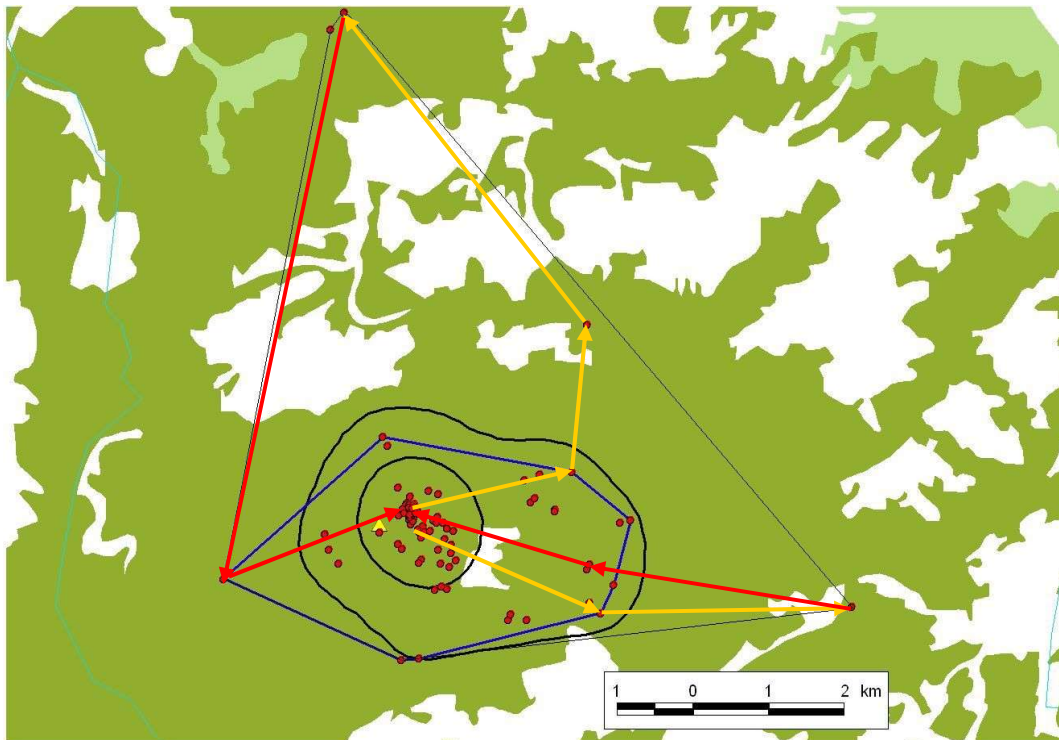


Abb. 4: Männchen Nr. 4: Telemetriedauer: 174 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 998 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 6.816 m.

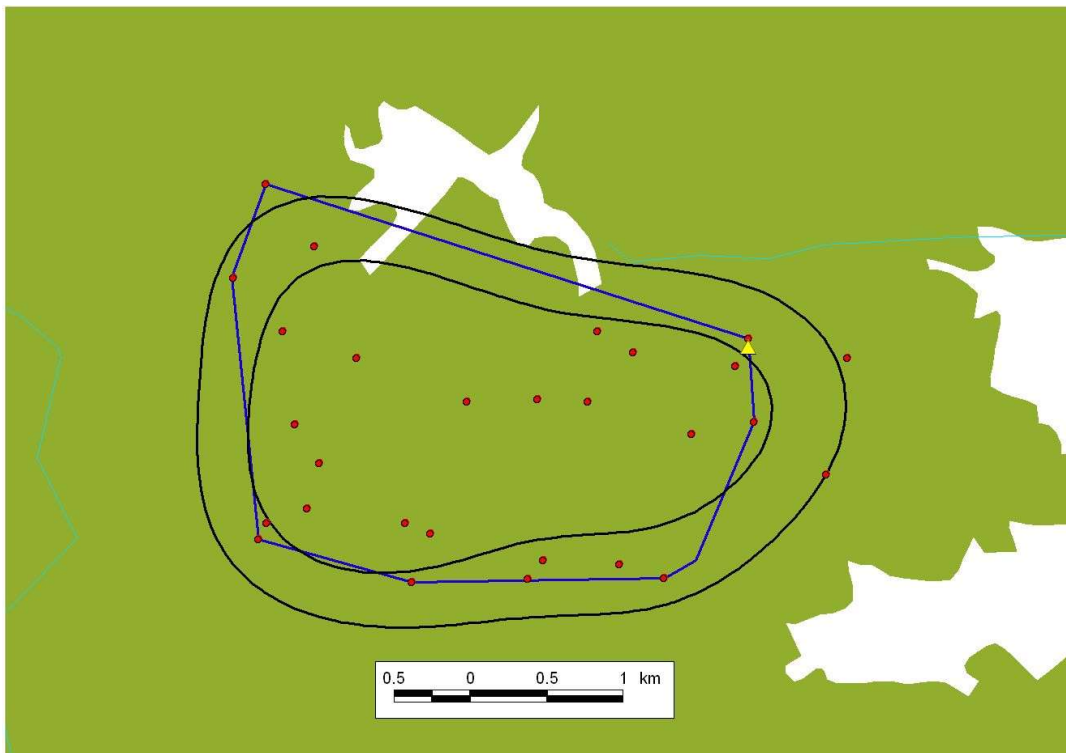


Abb. 5: Männchen Nr. 5: Telemetriedauer: 64 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 657 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 3.300 m.

Anhang 3

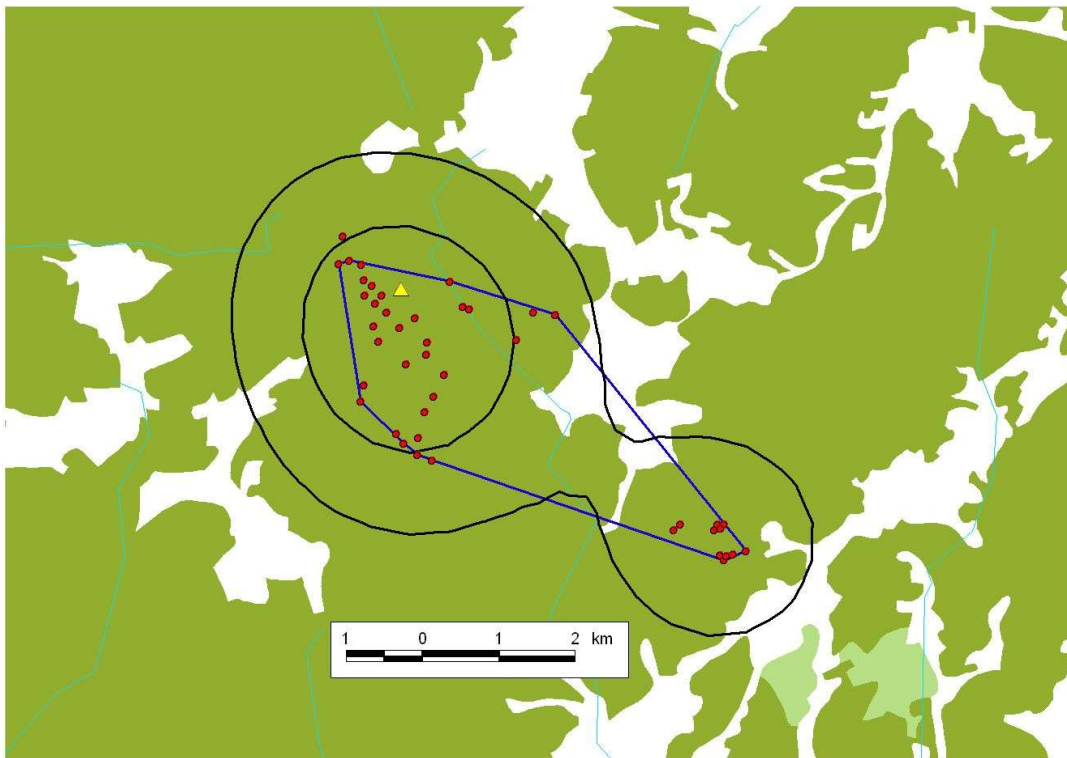


Abb. 6: Männchen Nr. 6: Telemetriedauer: 105 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 950 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 5.565 m.

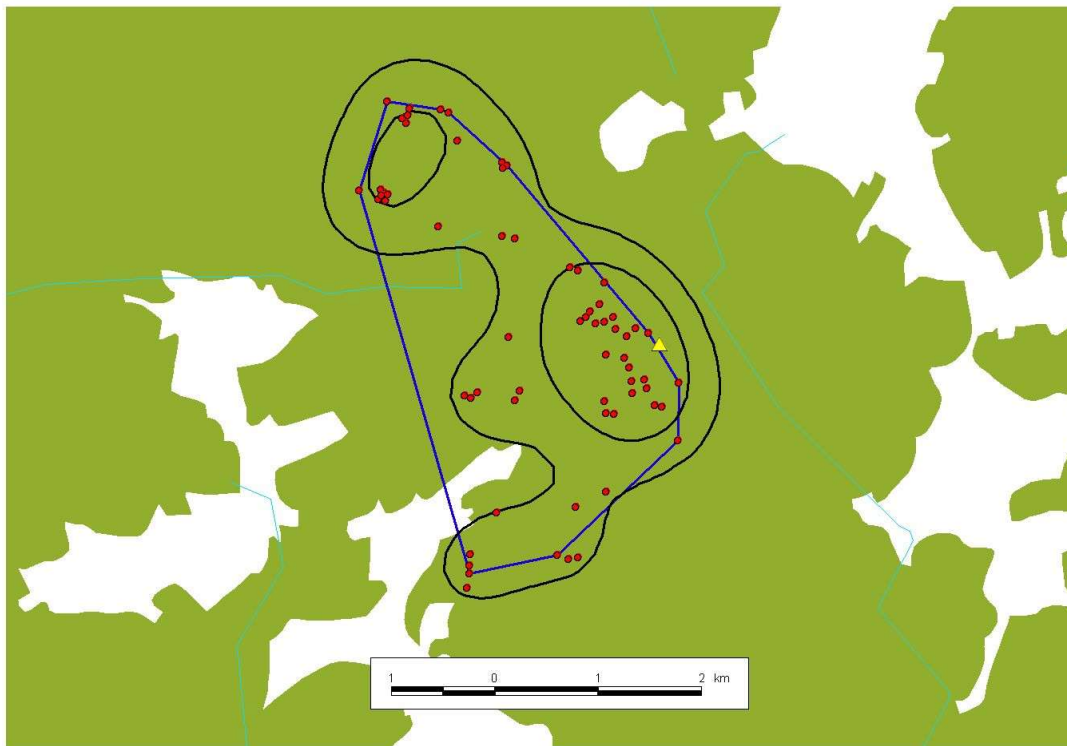


Abb. 7: Männchen Nr. 7: Telemetriedauer: 132 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 664 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 3.126 m.

Anhang 3

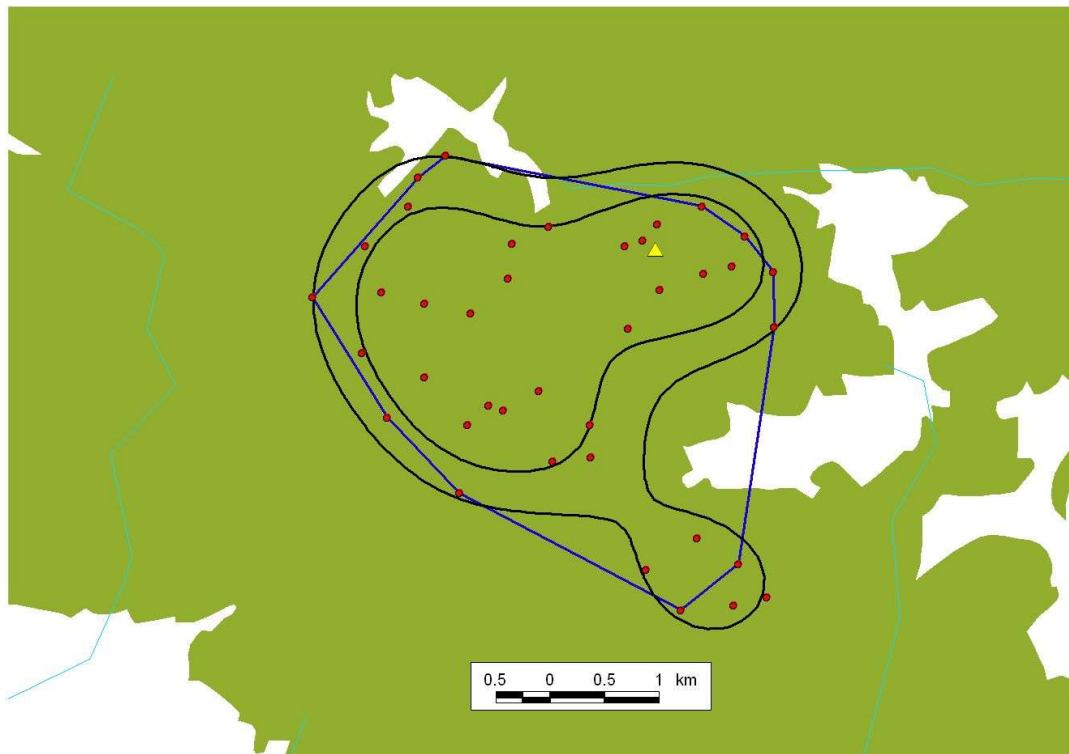


Abb. 8: Weibchen Nr. 8: Telemetriedauer: 79 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 1160 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 1.339 m.

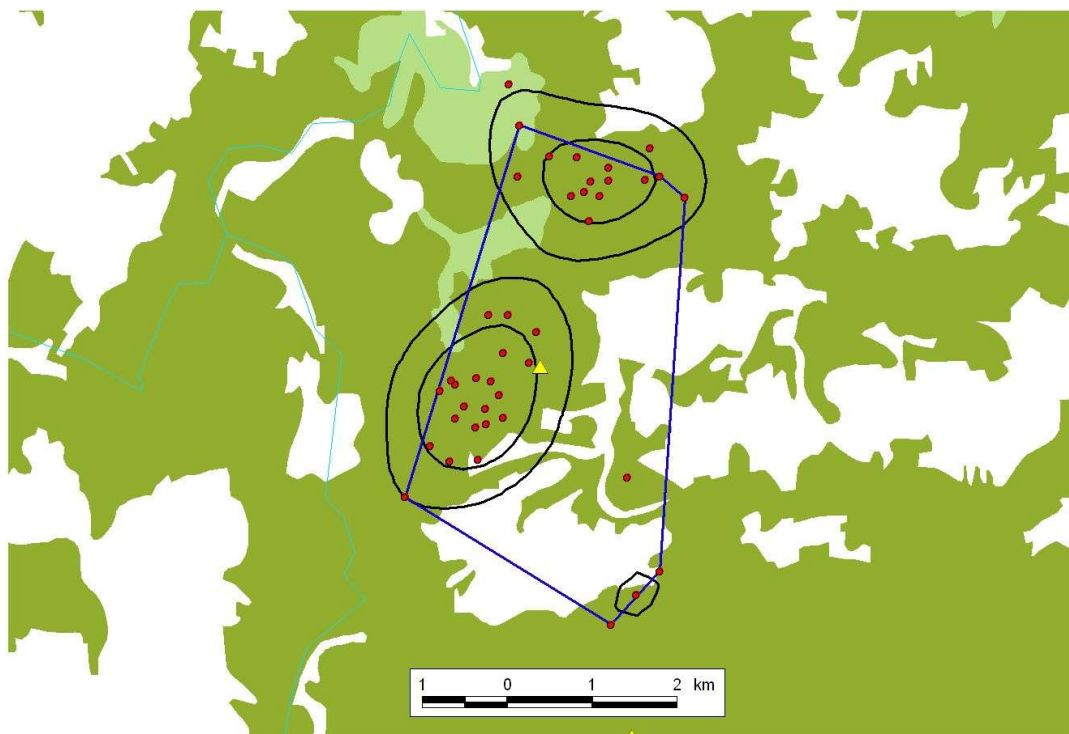


Abb. 9: Weibchen Nr. 9: Telemetriedauer: 89 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 1284 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 3.157 m.

Anhang 3

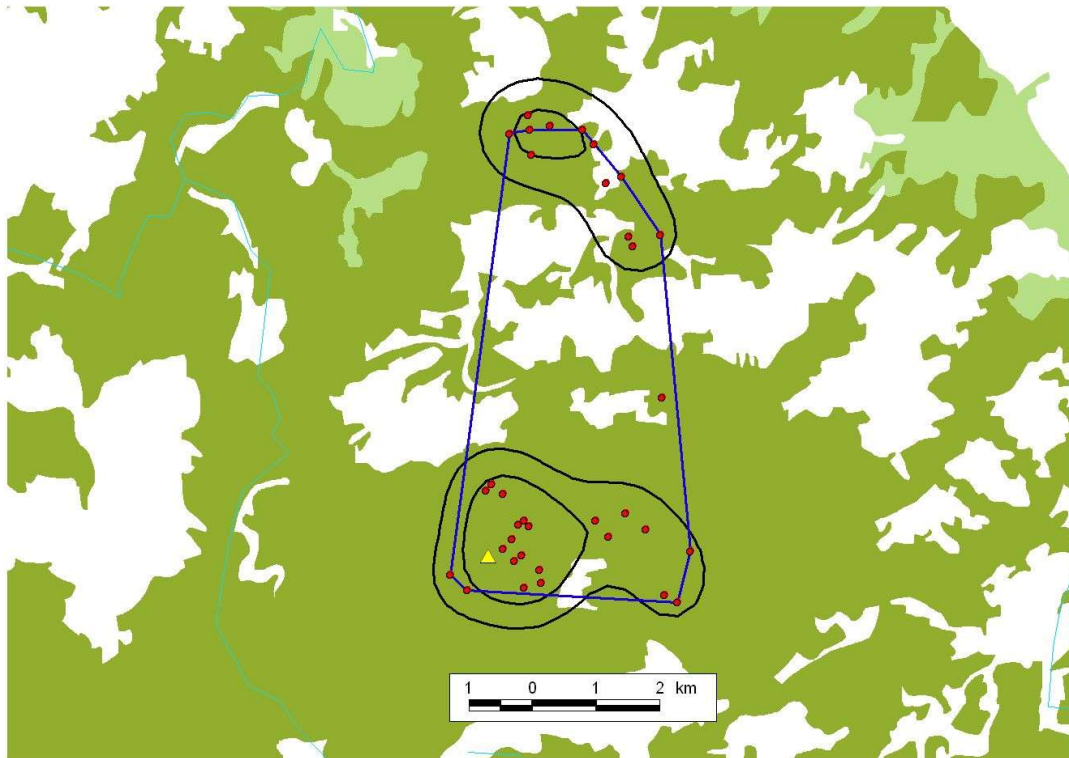


Abb. 10: Weibchen Nr. 10: Telemetriedauer: 74 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 2127 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 6.851 m.

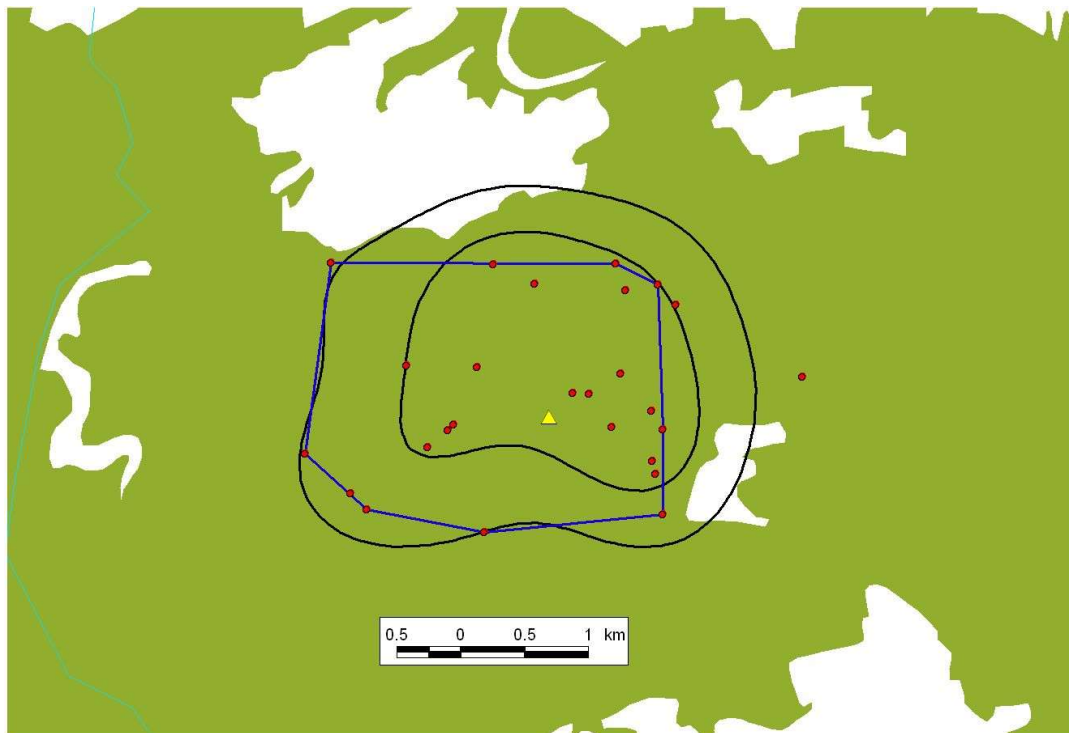


Abb. 11: Weibchen Nr. 11: Telemetriedauer: 60 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 546 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 6.429 m.

Anhang 3



Abb. 12: Weibchen Nr. 12: Telemetriedauer: 60 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 1596 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 2.039 m.



Abb. 13: Weibchen Nr. 13: Telemetriedauer: 104 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Elipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 761 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 4.472 m.

Anhang 3

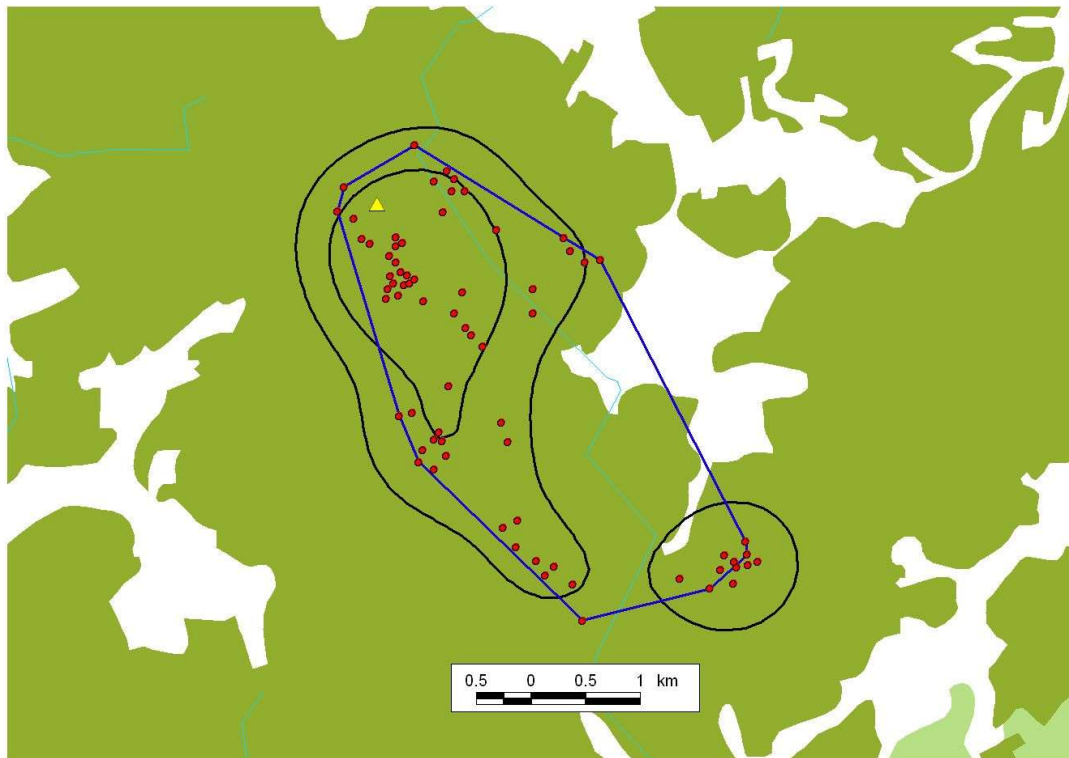


Abb. 14: Weibchen Nr. 14: Telemetriedauer: 146 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbes Dreieck: Freilassungsort. Aktionsraum: 880 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 4.836 m.

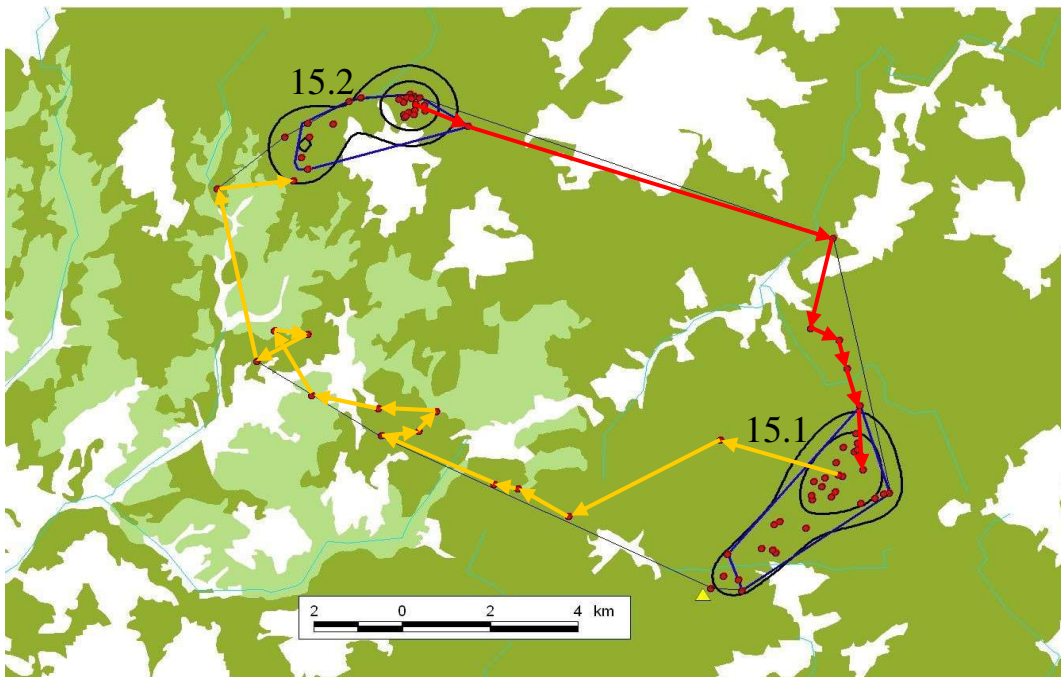


Abb. 15: Weibchen Nr. 15: Telemetriedauer: 157 Tage. Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbe Pfeile: Auswanderung aus dem Freilassungsgebiet, rote Pfeile: Rückkehr an den Freilassungsort. Der Vogel etablierte zwei separate Wohngebiete innerhalb eines Gesamtaktionsraumes von 11.902 ha MCP (100%). Größen der Einzelwohngebiete: 15.1: 636 ha, 15.2: 412 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 14.900 m.

Anhang 3

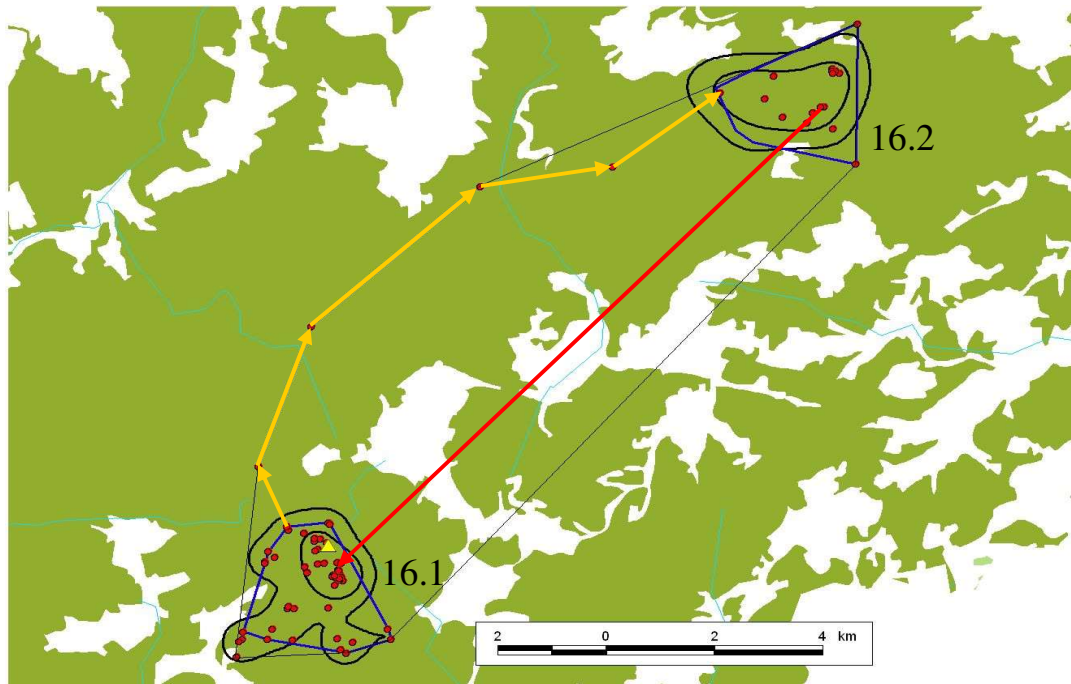


Abb. 16: Weibchen Nr. 16: Telemetriedauer: 157 Tage Es bedeuten blaue Polygone: MCP 95%, schwarze Ellipsen: Kernel 95% u. 50%, gelbe Pfeile: Auswanderung aus dem Freilassungsgebiet, rote Pfeile: Rückkehr an den Freilassungsort. Der Vogel etablierte zwei separate Wohngebiete innerhalb eines Gesamtaktionsraumes von 9.630 ha MCP (100%). Größen der Einzelwohngebiete: 16.1: 532 ha, 16.2: 540 ha (MCP 95%). Größte Entfernung zum Freilassungsort: 15.500 m.

Anhang 4: Abbildungen der statistischen Tests

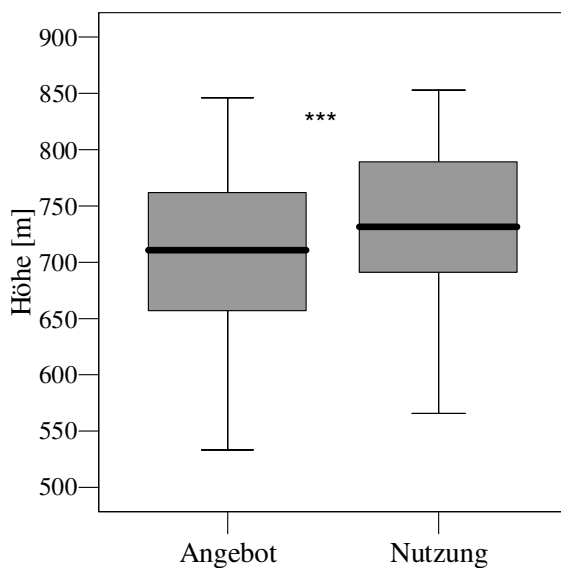


Abb. 1: Der Höhenvergleich der Nachweisorte mit den Zufallspunkten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied (U-Test, $p < 0,001$)

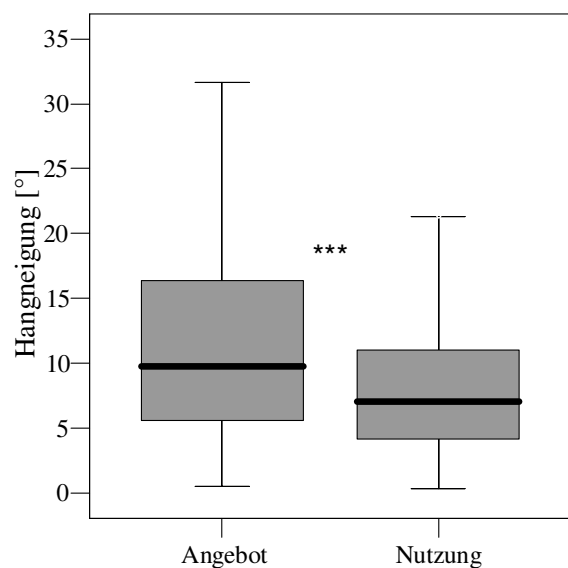


Abb. 2: Der Vergleich der Hangneigung der Nachweisorte mit den Zufallspunkten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied (U-Test, $p < 0,001$)

Anhang 4

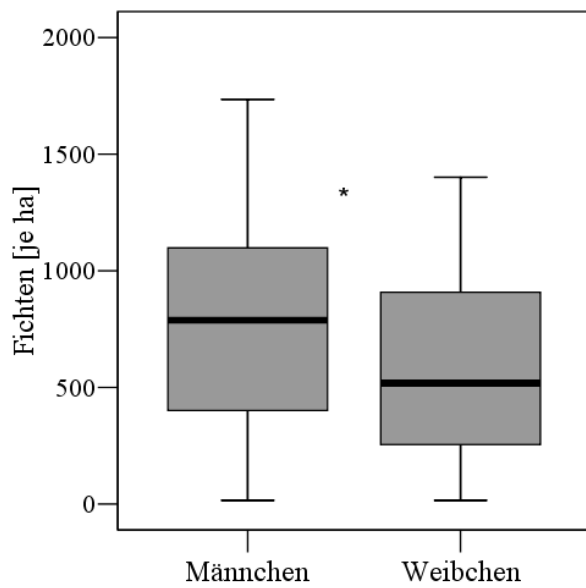


Abb. 3: Der Vergleich der Anzahlen von Fichten je ha an Nachweispunkten von Männchen und Weibchen in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

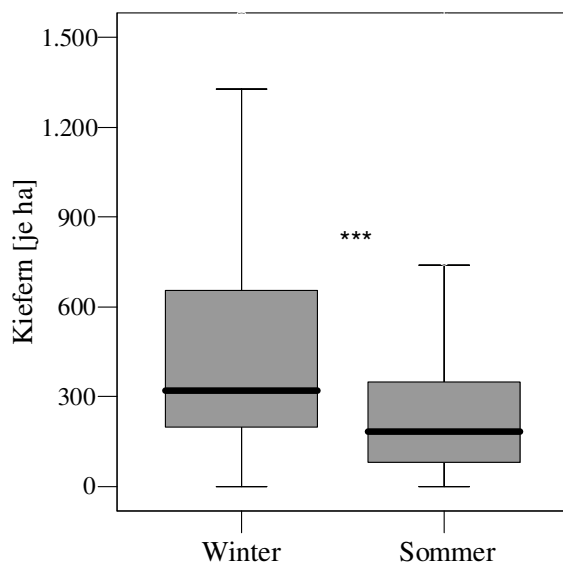


Abb. 4: Der Vergleich von Winter – und Sommerhabitaten in Russland bezüglich der Anzahl von Kiefern je ha erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

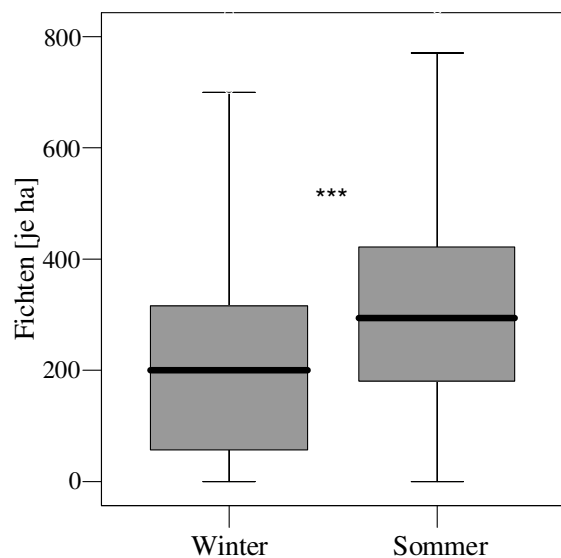


Abb. 5: Der Vergleich von Winter – und Sommerhabitaten in Russland bezüglich der Anzahl von Fichten je ha erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

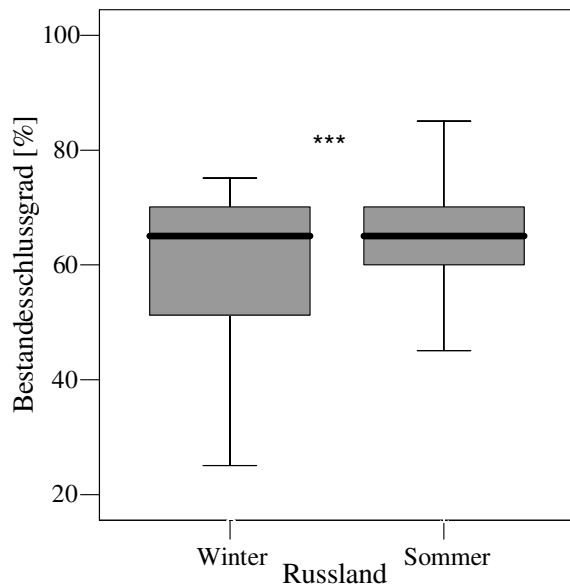


Abb. 6: Der Vergleich des Bestandesschlussgrades von Sommer und Winterhabitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0.001$)

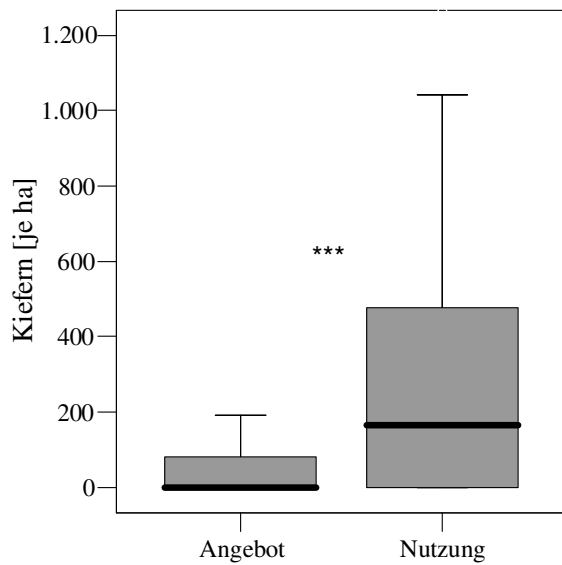


Abb. 7: Der Vergleich von Angebot und Nutzung in Thüringen ergab für den Parameter Kiefern je ha einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

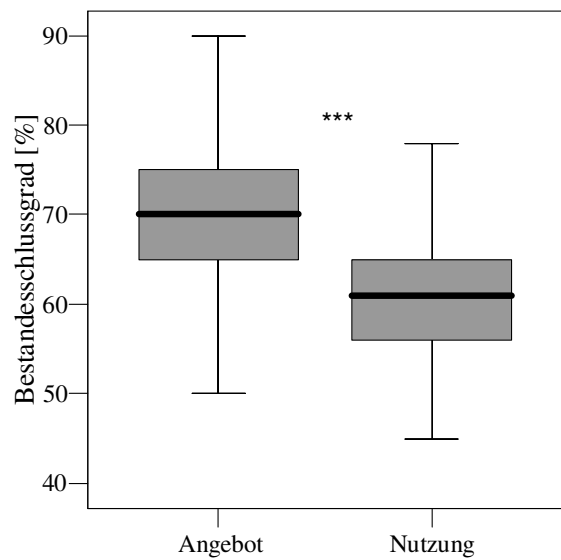


Abb. 8: Der Vergleich von Angebot und Nutzung in Thüringen ergab für den Parameter Bestandesschlussgrad einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

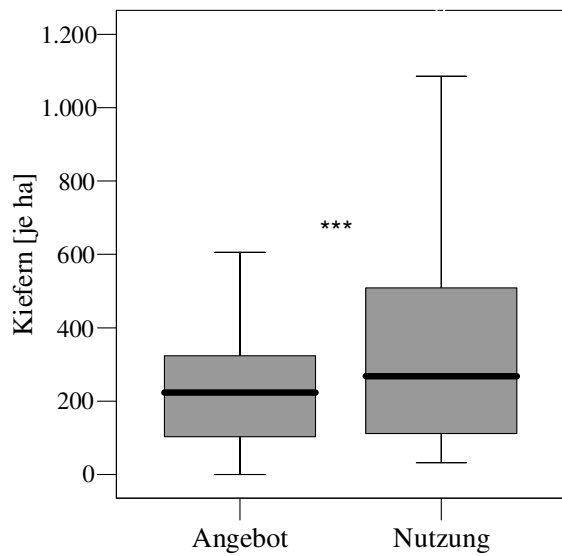


Abb. 9: Der Vergleich von Angebot und Nutzung in Russland ergab für den Parameter Kiefern je ha einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

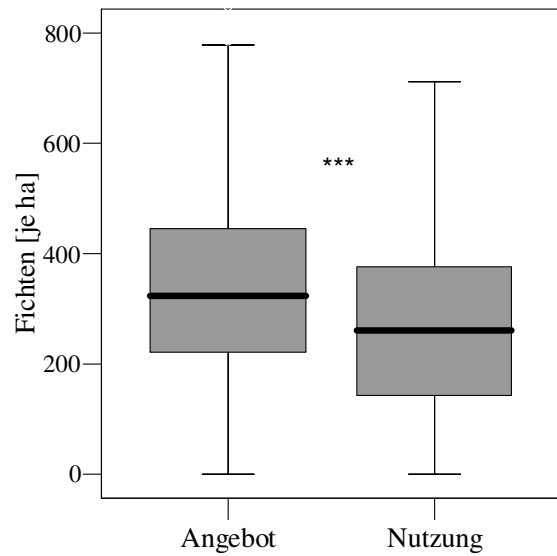


Abb. 10: Der Vergleich von Angebot und Nutzung in Russland ergab für den Parameter Fichten je ha einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

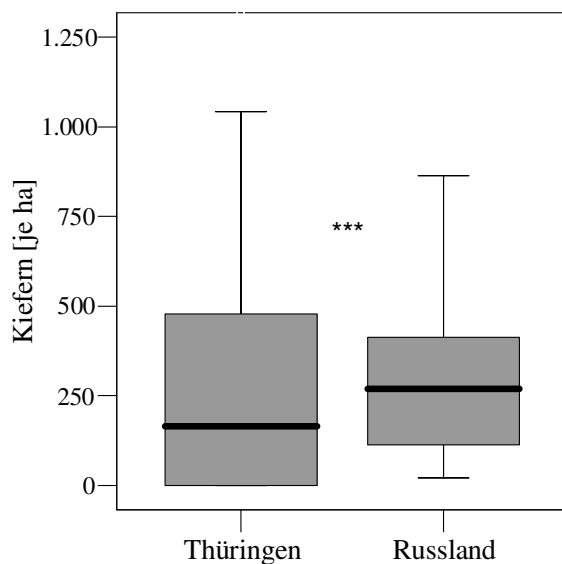


Abb. 11: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete ergab einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$) für den Parameter Kiefern je ha in genutzten Habitaten

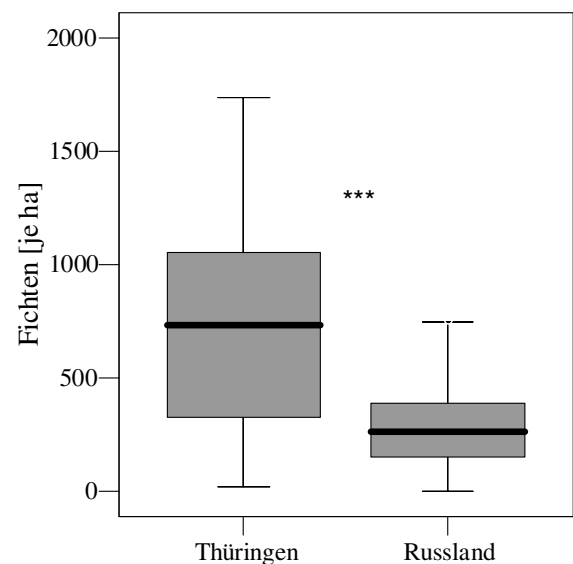


Abb. 12: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete ergab einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$) für den Parameter Fichten je ha in genutzten Habitaten

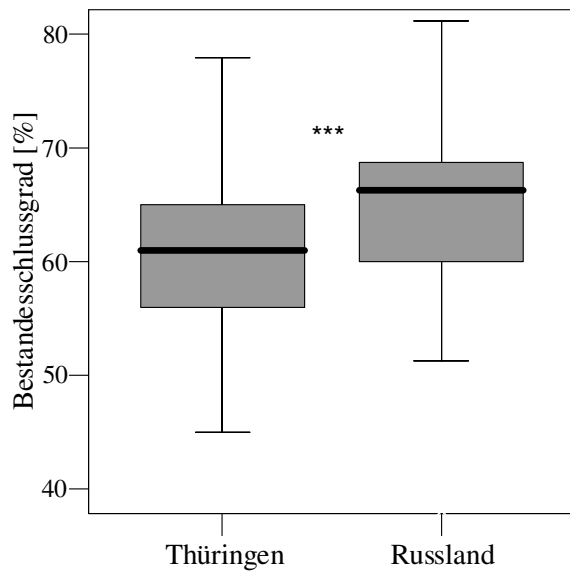


Abb. 13: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete ergab einen hochsignifikanten Unterschied für den Parameter Bestandesschlussgrad in genutzten Habitaten ($p < 0,001$)

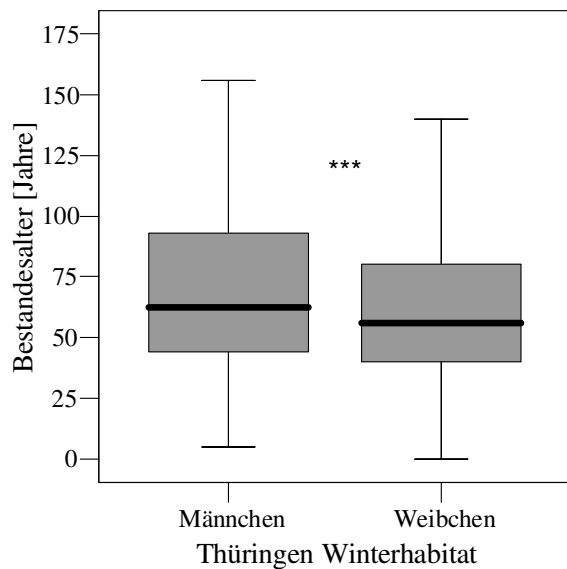


Abb 14: Vergleich des Bestandesalters an Winter Nachweispunkten von Männchen u. Weibchen in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

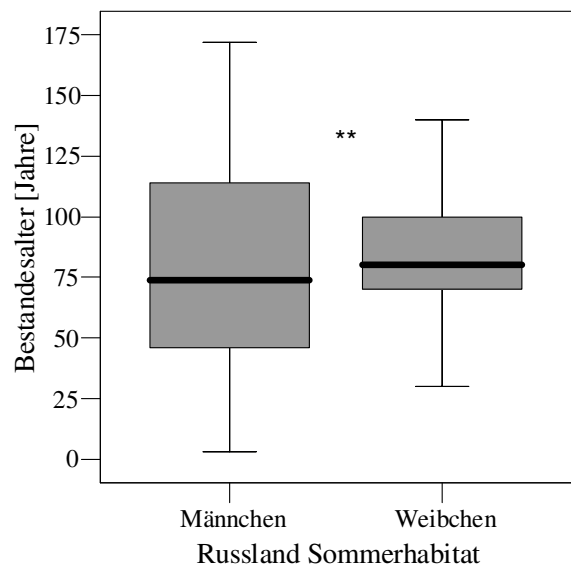


Abb. 15: Vergleich des Bestandesalters an Sommernachweispunkten von Männchen u. Weibchen in Russland erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

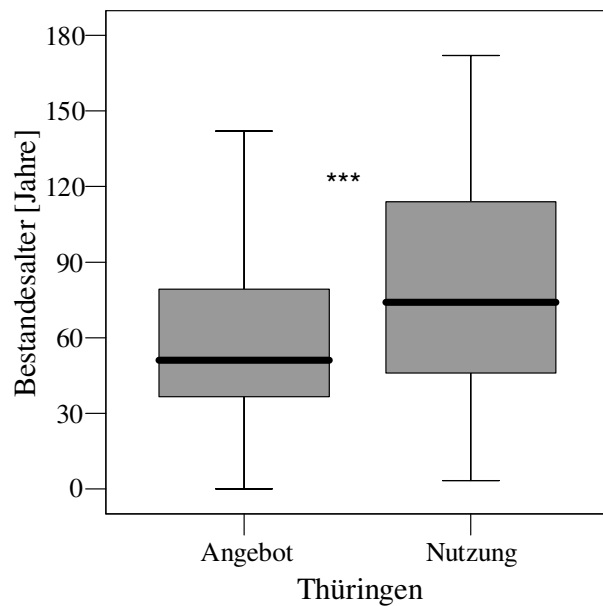


Abb. 16: Der Vergleich von Angebot und Nutzung des Bestandesalters in Auerhuhnhabitaten des Thüringer Schiefergebirges ergibt einen signifikanten Unterschied (U Test, $p < 0,01$)

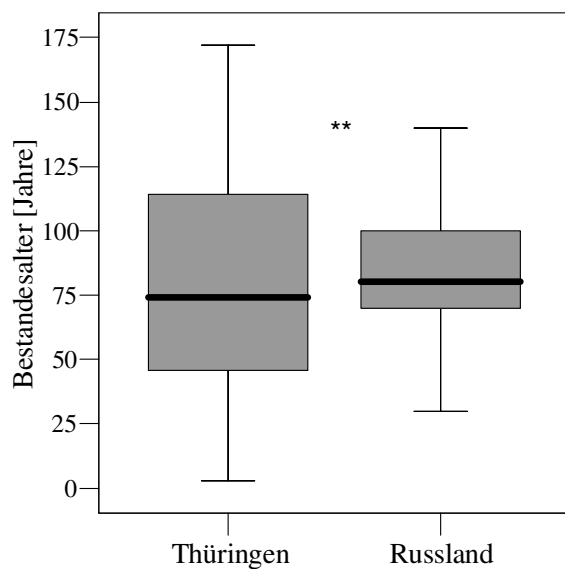


Abb. 17: Der Vergleich von Thüringen und Russland bezüglich des Bestandesalters an den Nachweispunkten erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

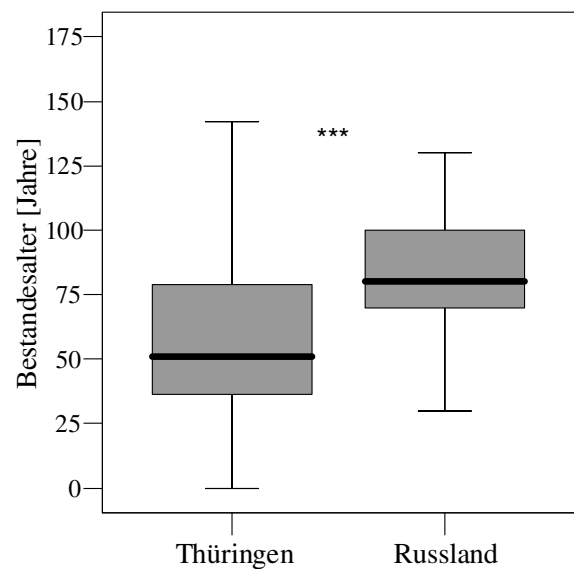


Abb. 18: Der Vergleich von Thüringen und Russland bezüglich des Bestandesalters an den Zufallspunkten erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

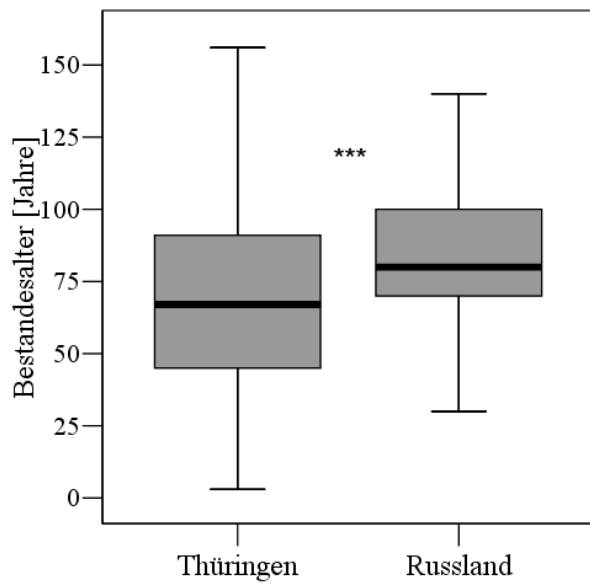


Abb. 19: Der Vergleich von Thüringen und Russland bezüglich des Bestandesalters an Winternachweispunkten erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

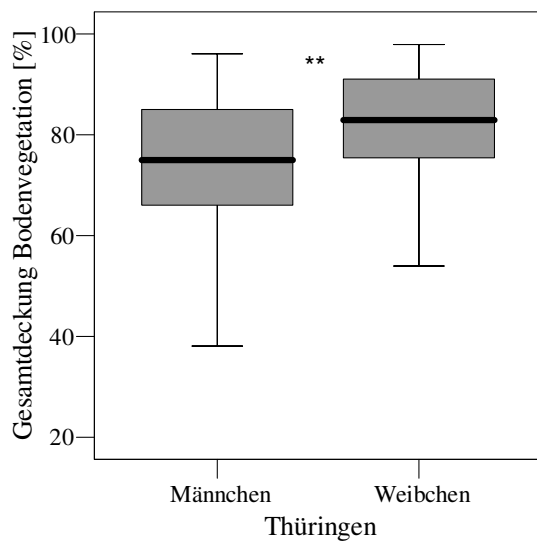


Abb. 20: Der Geschlechtervergleich bezüglich der Gesamdeckung der Bodenvegetation in Sommerhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

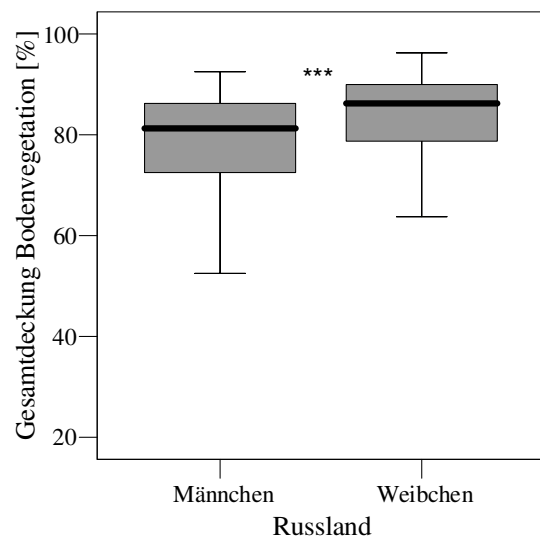


Abb. 21: Der Geschlechtervergleich bezüglich der Gesamdeckung der Bodenvegetation in Sommerhabitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

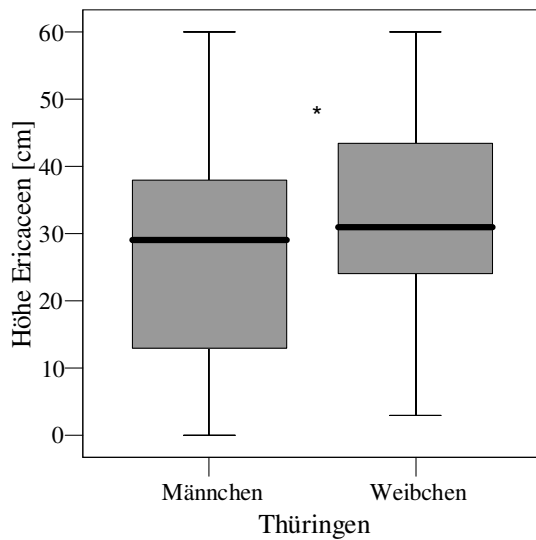


Abb. 22: Der Geschlechtervergleich bezüglich der Höhe der Ericaceen in Sommerhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

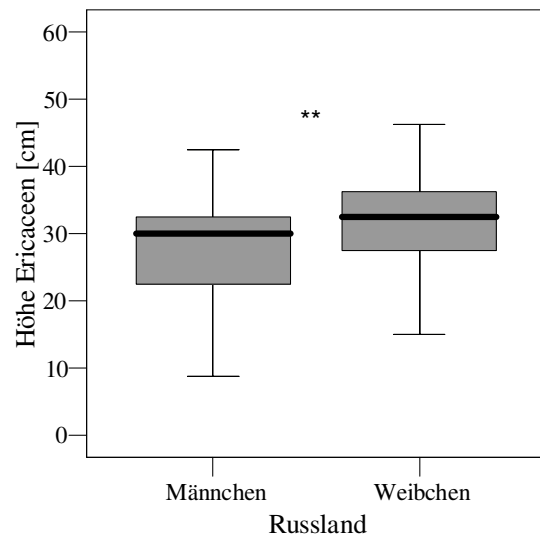


Abb. 23: Der Geschlechtervergleich bezüglich der Höhe der Ericaceen in Sommerhabitaten in Russland erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

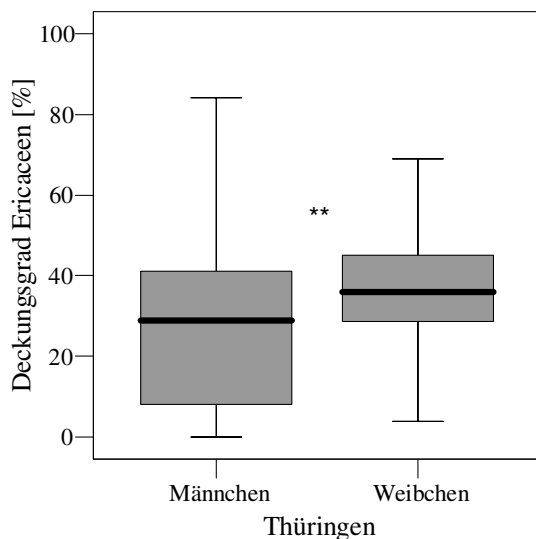


Abb. 24: Der Geschlechtervergleich bezüglich des Deckungsgrades der Ericaceen in Sommerhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

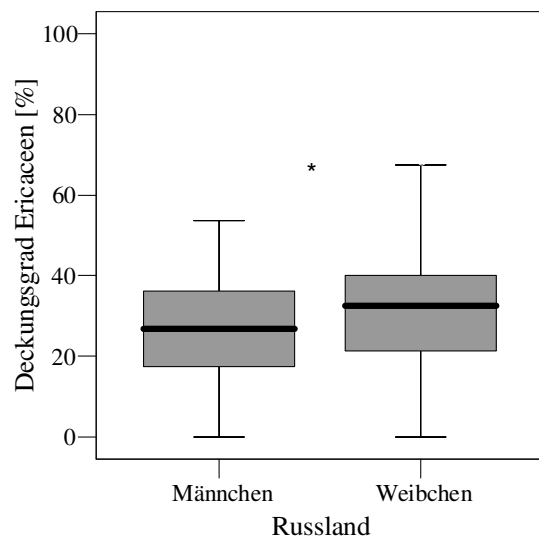


Abb. 25: Der Geschlechtervergleich bezüglich des Deckungsgrades der Ericaceen in Sommerhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

Anhang 4

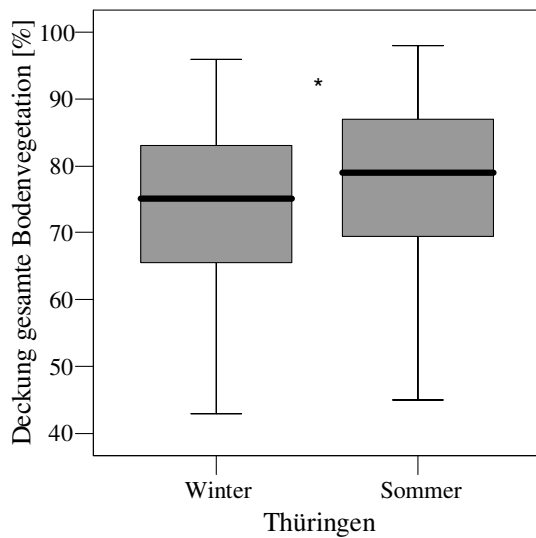


Abb. 26: Der Vergleich der gesamten Vegetation am Boden in Sommer- u. Winterhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

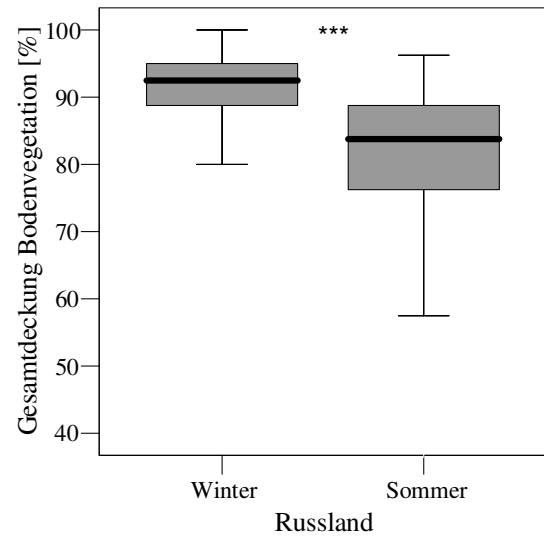


Abb. 27: Der Vergleich der gesamten Vegetation am Boden in Winter- u. Sommerhabitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

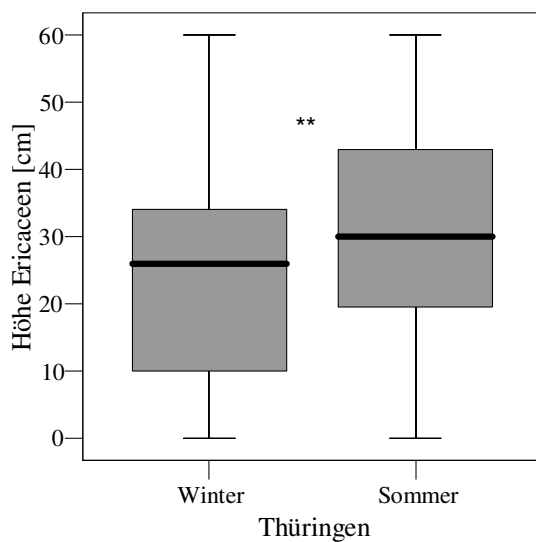


Abb. 28: Der Vergleich der Höhen der Ericaceen in Sommer- u. Winterhabitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

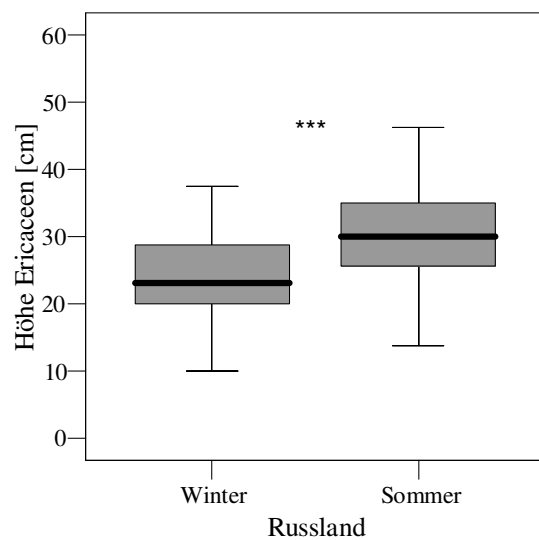


Abb. 29: Der Vergleich der Höhen der Ericaceen in Sommer- u. Winterhabitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

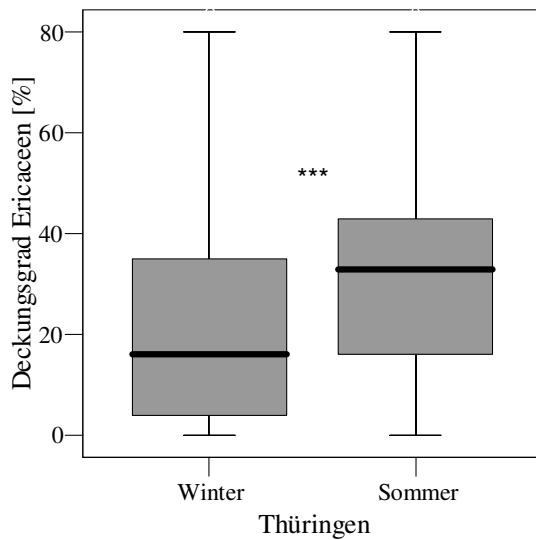


Abb. 30: Der Vergleich des Deckungsgrades der Ericaceen in Sommer- u. Winterhabitaten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

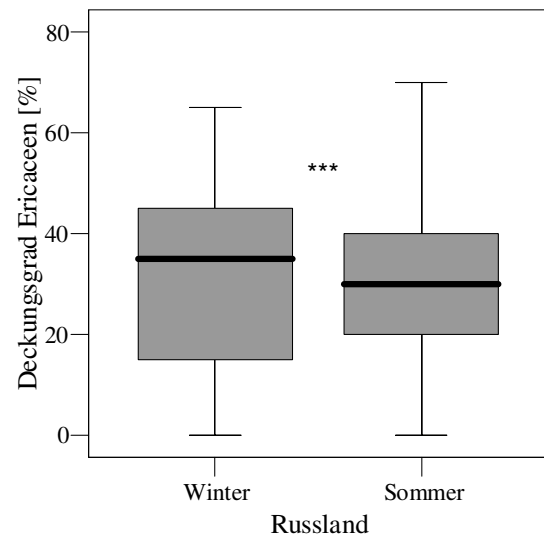


Abb. 31: Der Vergleich des Deckungsgrades der Ericaceen in Sommer- u. Winterhabitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

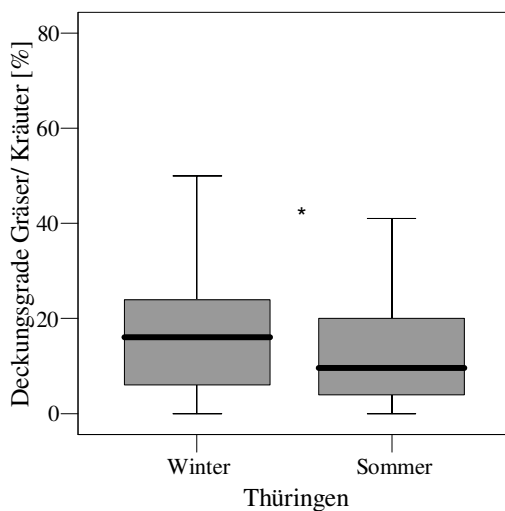


Abb. 32: Der Vergleich der Deckungsgrade von Gräsern und Kräutern in Sommer- u. Winterhabitaten in Thüringen ergab einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

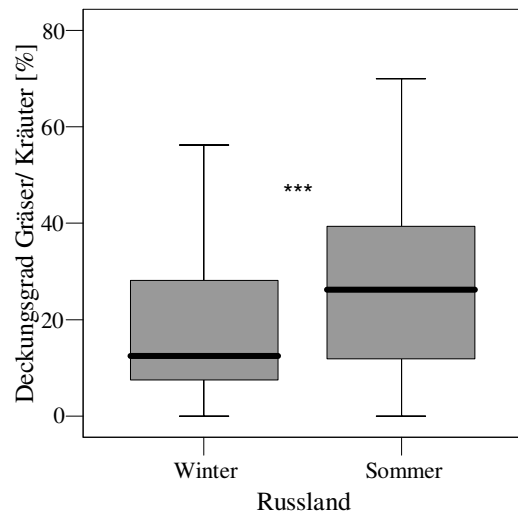


Abb. 33: Der Vergleich der Deckungsgrade von Gräsern und Kräutern in Sommer- u. Winterhabitaten in Russland ergab einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

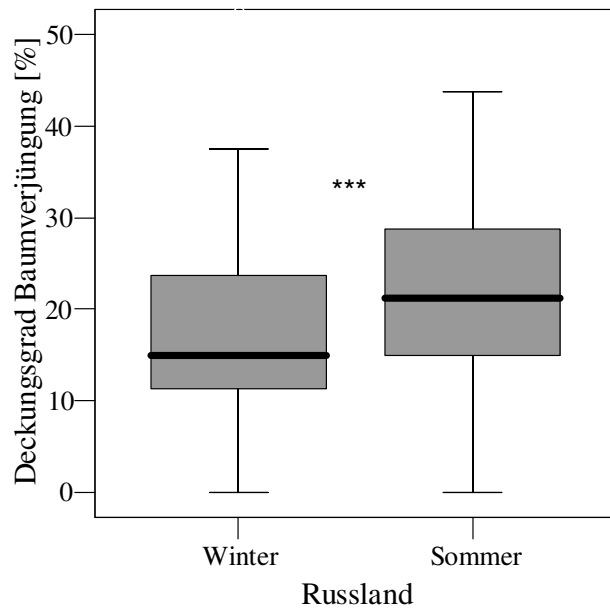


Abb. 34: Der Vergleich des Deckungsgrades der Baumverjüngung in Sommer- u. Winterhabitaten in Russland ergab einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

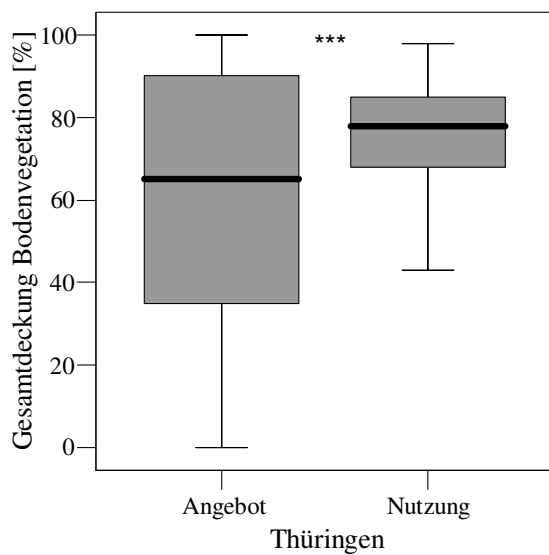


Abb. 35: Der Vergleich der Gesamtdeckung der Bodenvegetation in zufällig ausgewählten und in genutzten Habitaten in Thüringen ergab einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

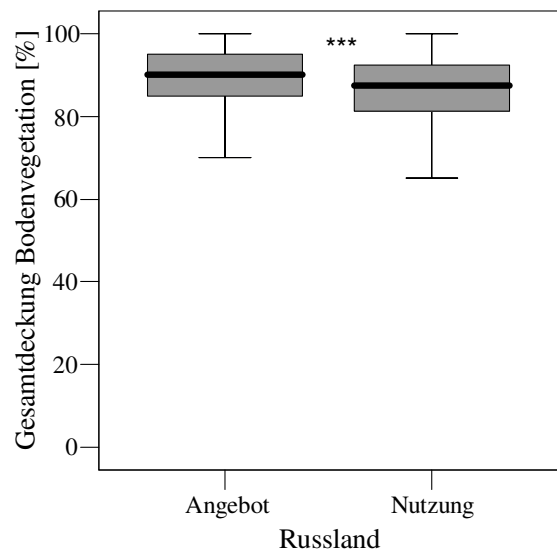


Abb. 36: Der Vergleich der Gesamtdeckung der Bodenvegetation in zufällig ausgewählten und genutzten Habitaten in Russland erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

Anhang 4

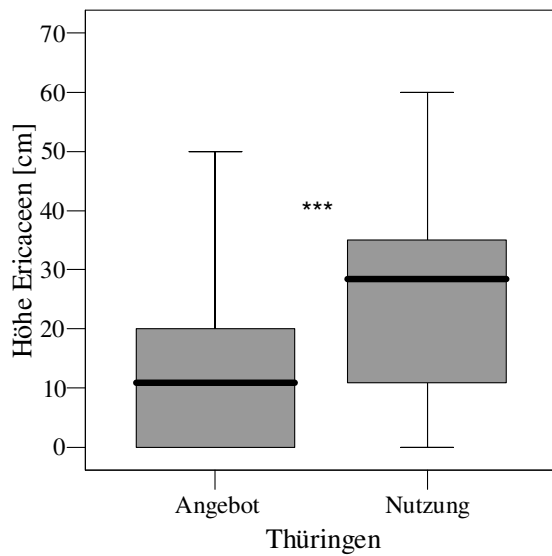


Abb. 37: Der Vergleich der Höhe der Ericaceen in zufällig ausgewählten- und genutzten Habitaten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

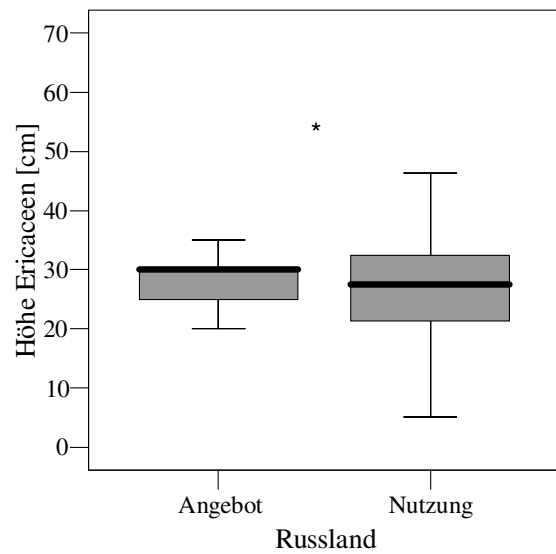


Abb. 38: Der Vergleich der Höhe der Ericaceen in zufällig ausgewählten und genutzten Habitaten in Thüringen erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

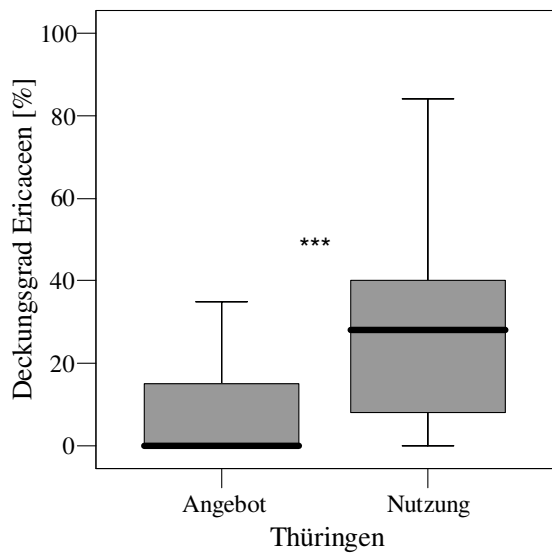


Abb. 39: Der Vergleich des Deckungsgrades der Ericaceen in zufällig ausgewählten und genutzten Habitaten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

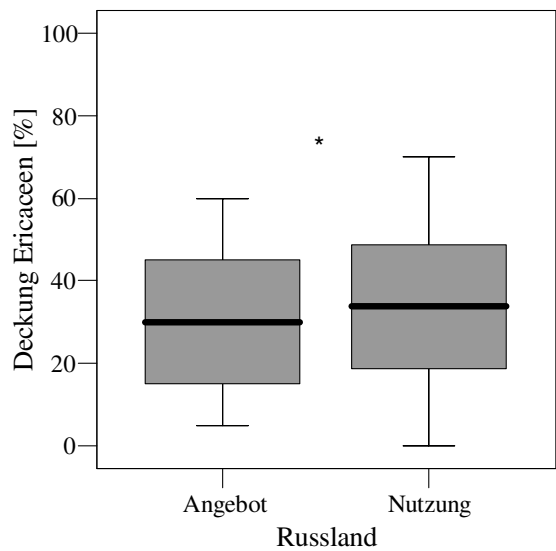


Abb. 40: Der Vergleich des Deckungsgrades der Ericaceen in zufällig ausgewählten und genutzten Habitaten in Russland erbrachte signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

Anhang 4

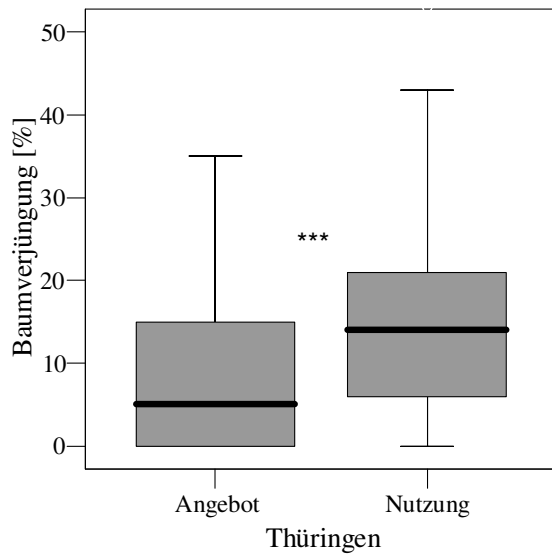


Abb. 41: Der Vergleich des Deckungsgrades der Baumverjüngung in zufällig ausgewählten- u. genutzten Habitaten in Thüringen erbrachte einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

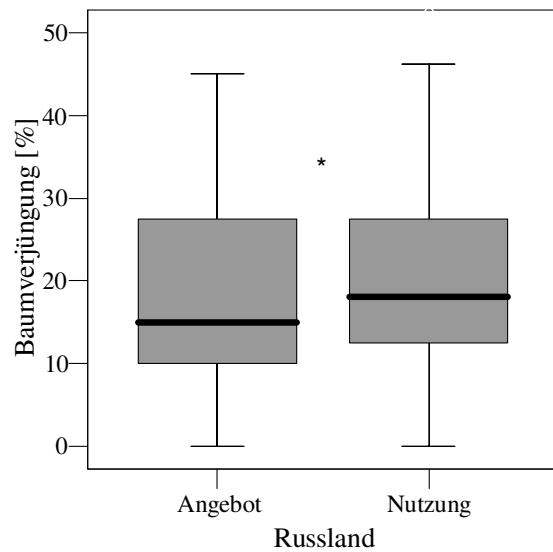


Abb. 42: Der Vergleich des Deckungsgrades der Baumverjüngung in zufällig ausgewählten- u. genutzten Habitaten in Russland erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

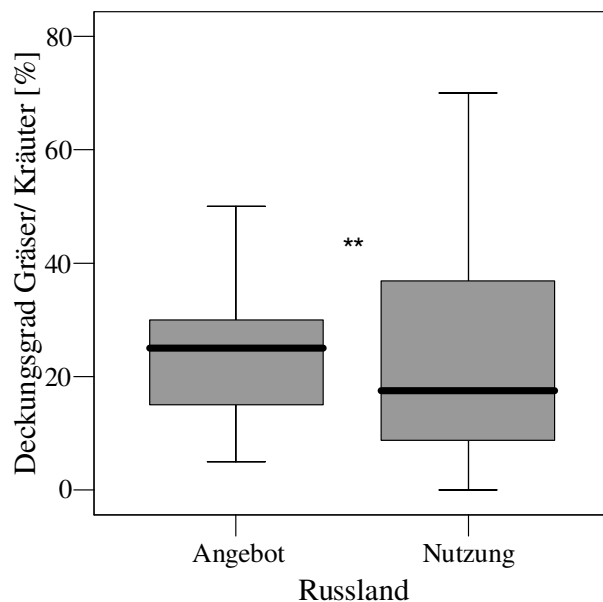


Abb. 43: Der Vergleich des Deckungsgrades der Gräser und Kräuter in zufällig ausgewählten und genutzten Habitaten in Russland erbrachte einen signifikanten Unterschied ($p < 0,01$)

Anhang 4

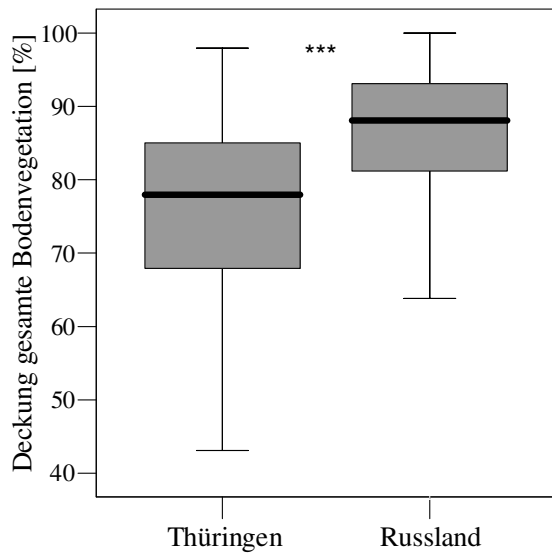


Abb. 44: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete erbrachte für die Gesamtdeckung der Bodenvegetation einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

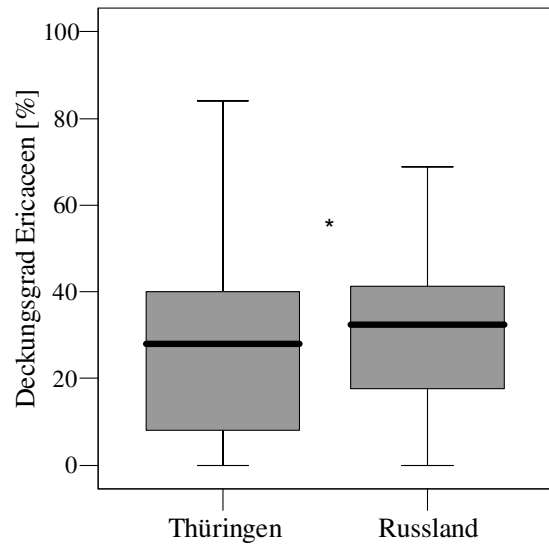


Abb. 45: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete erbrachte für den Deckungsgrad der Ericaceen einen signifikanten Unterschied ($p < 0,05$)

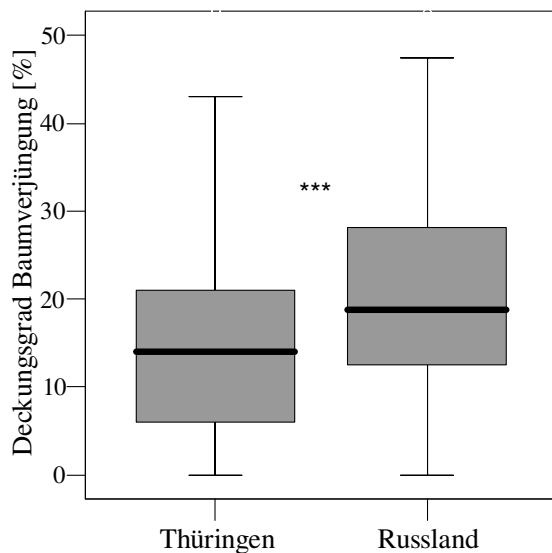


Abb. 46: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete erbrachte für den Deckungsgrad der Baumverjüngung einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

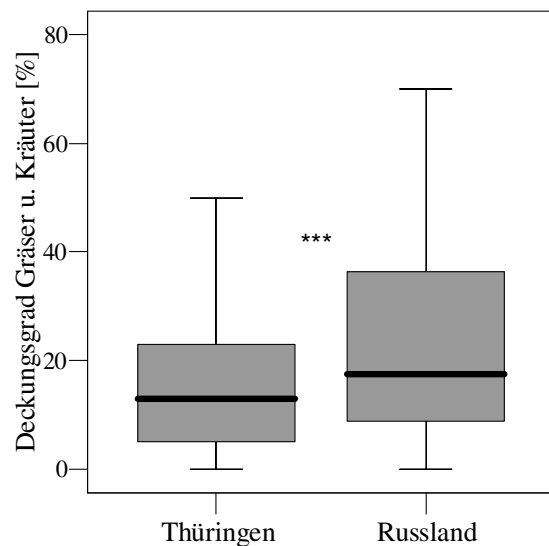


Abb. 47: Der Vergleich der Untersuchungsgebiete erbrachte für den Deckungsgrad der Gräser und Kräuter einen hochsignifikanten Unterschied ($p < 0,001$)

12. Danksagung

In den Jahren der Erstellung dieser Arbeit erhielt ich von zahlreichen Institutionen und Personen Hilfe und Unterstützung für die ich herzlich danken möchte.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. S. Halle für die Überlassung des Themas und seine Unterstützung während der Erstellung der Arbeit. Herrn Dr. H.-U. Peter danke ich für die Betreuung und Unterstützung der Promotion.

Großer Dank sei dem Stifterverband für die Deutsche Wissenschaft ausgesprochen, der diese Arbeit im Rahmen eines Promotionsstipendiums förderte. Der Stiftung Naturschutz Thüringen danke ich für die finanzielle Unterstützung der Untersuchungen in Russland.

Besonderen Dank schulde ich Dr. S. Klaus, der mich von Anfang an mit seinem hohen Fachwissen in die Welt der Auerhühner einführte und darüber hinaus auch viele Wege geebnet hat, ohne die diese Arbeit nicht möglich gewesen wäre. Auf zahlreichen gemeinsamen Exkursionen diskutierten wir viel über die Ergebnisse und deren Interpretation. Mein Dank gilt Ihm auch für die vielen Stunden, die er für Korrekturlesungen aufgebracht hat.

W. Boock und K. Graf danke ich für die Einführung in das Untersuchungsgebiet. Die tiefen Kenntnisse von W. Boock ermöglichten die Vergleiche mit den Vögeln der autochthonen Population.

Weiterhin danke ich Prof. Dr. H.-H. Bergmann, Prof. Dr. A. J. Helbig †, Dr. J. Wiesner, Dr. F. Müller, Dr. J. Zaumseil, Dr. J. Streu und B. Chilian für Diskussionen, Anregungen und Korrekturlesungen.

Bei den statistischen Auswertungen unterstützten mich Dr. K. Reinhardt und Dr. R. Graf, wofür ich Ihnen herzlich danke.

Wertvolle Hilfe erhielt ich durch die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie Jena. Hier sei besonders Frau K. Wolf für die Erstellung der Karten im geografischen Informationssystem und Herrn D. Vörkel für die Hilfe bei den Auswertungen der topografischen Parameter gedankt. Der Thüringer Landesanstalt für Wald, Jagd und Fischerei danke ich für die Bereitstellung von forstlichen Daten.

Allen beteiligten Thüringer Forstämtern (Leutenberg, Neuhaus, Gehren, Paulinzella und Schönbrunn) und den engagierten Revierleitern sei für die logistische Unterstützung und die Übermittlung von Daten gedankt. Hier gilt mein besonderer Dank den Förstern H. Eckardt, M. Schwimmer, D. Heinrich, P. Hamers, A. Leiteritz, J. Apel und S. u. H. Grob, die sich in besonderer Weise in den Auerhuhnschutz in Thüringen einbringen.

Die AG-Raufußhühner der Thüringer Forstverwaltung, vor allem die Herren K.-H. Müller und M. Wennrich, unterstützen die wissenschaftlichen Untersuchungen. Dem Verein Wald

und Wild in Thüringen und dem Thüringer Jagdverband danke ich für die Zahlung von Fahrtkosten.

Die Bestandserfassung der Auerhühner in einem so großen Gebiet ist nur mit zahlreichen Übermittlungen von Beobachtungen möglich. So wirkten eine Vielzahl von Jägern und Naturfreunden mit, die hier nicht alle namentlich aufgeführt werden können. Ihnen sei an dieser Stelle nochmals herzlich gedankt. Besonders die Herren J. Burckard, Dr. W. Wennrich, W.-T. Adlung, F. Rost und U. Keßler lieferten über die ganzen Jahre wertvolle Daten. G. Thein unterstützte mich in einem 6-monatigen Praktikum bei den Geländearbeiten und M. Nickel danke ich für die Hilfe bei den Geländearbeiten in Russland und bei der Erfassung morphologischer Daten.

Den Mitgliedern der internationalen Expertenrunde Raufußhühner danke ich für die zahlreichen guten und anregenden Diskussionen während der Treffen in den verschiedenen Regionen Mitteleuropas. Bei gutem Rotwein in Alpenhütten tankte ich neue Motivation, erhielt viele Anregungen für meine Arbeit und erweiterte meinen wissenschaftlichen Horizont. Besonders danke ich T. Huhn, der stets schnell und unkompliziert half, wenn es Schwierigkeiten rund um den Computer gab.

Neben den vielen fachlichen Unterstützungen durch die aufgeführten Personen und Institutionen erhielt ich von meiner Familie große Unterstützung. Meiner Frau Susanne danke ich für die Geduld und Großzügigkeit während dieser Zeit. Sie finanzierte zeitweise die Arbeiten. Sie und meine Kinder Luise und Lorenz mussten mich öfter entbehren, wenn ich wieder mal am Wochenende oder abends an der Arbeit saß. Sie gaben mir Kraft die Promotion abzuschließen. Meinen Freunden D. Liebers-Helbig, C. u. M. Baumgarten, U. u. C. Victor, C. Beyer, J. Rotherberg, K. u. I. Brachmann, E.-M. Zaumseil, K. Anders, J. Kramer, W. Leist und R. Brettfeld danke ich für ihr Interesse am Verlauf der Arbeit und die motivierenden Gespräche. Meinem Vorgesetzten R. Müller danke ich für das Verständnis und die unkomplizierte Regelung von Freistellungen während der Endphase der Promotion.

Letztlich danke ich meinen Eltern, die meine Liebe zur Natur von frühester Kindheit an förderten. Besonderer Dank gilt dabei auch meinem Vater, der mir die Liebe zur Ornithologie vermittelte. Leider kann er den Abschluss der Arbeit nicht mehr erleben.

CURRICULUM VITAE

Persönliche Angaben

Name:	Christoph Unger
Geburtsdatum:	14.07.1970
Geburtsort:	Karl-Marx-Stadt
Nationalität:	deutsch
Familienstand:	verheiratet

Bildungsweg

09/76 - 07/86	Polytechnische Oberschule Bad Kösen
09/86 - 07/88	Berufsausbildung zum Forstwirt in Rathsfeld/Kyffhäuser
07/88 - 03/91	Tätigkeit als Forstwirt im Forstamt Naumburg
09/89 - 06/91	Abendschule Naumburg, Erlangung der Hochschulreife
09/91 - 04/98	Biologiestudium an der Friedrich-Schiller-Universität Jena, Abschluss: Diplombiologe
05/98 - 06/99	Zivildienst im Naturpark Thüringer Wald
07/99 - 12/01	Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Naturpark Thüringer Wald
01/02 - 09/07	Doktorand am Institut für Ökologie der Universität Jena
05/07 - 05/08	Wissenschaftlicher Mitarbeiter im Planungsbüro Ökotop- Halle/Saale
05/08 -	Mitarbeiter Artenschutz im Umweltamt Hildburghausen

Stipendien und Forschungsprojekte

- Stipendium der Hans-Böckler-Stiftung
- Populationsbiologie der Dohle in Süd-Sachsen-Anhalt und Süd-Thüringen
- Promotionsstipendium des Stifterverbandes für die Deutsche Wissenschaft
- Translokation russischer Auerhühner nach Thüringen: Raum- und Habitatnutzung, Populationsbiologie
- Finanzierung der Forschungsaufenthalte in Russland, im Rahmen des Auerhuhnprojektes, durch die Stiftung Naturschutz Thüringen

Erklärung

Hiermit erkläre ich, dass diese Arbeit bisher weder der Biologisch-Pharmazeutischen Fakultät der Friedrich-Schiller-Universität Jena noch einer anderen wissenschaftlichen Einrichtung zum Zwecke der Promotion eingereicht wurde.

Weiterhin erkläre ich, diese Arbeit selbstständig verfasst zu haben und keine anderen als die in der Arbeit angegebenen Hilfsmittel verwendet zu haben.